# Approche pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème, avec application à la communauté à *Mya–Macoma*

Susanne Mark, Lizon Provencher et Jean Munro

Direction Régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la Mer
C.P. 1000
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

2003

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2491**

Pêches et Océans Fisheries and Oceans

Canada

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques**

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques du Ministère des Pêches et Océans, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications intégrales. Le titre exact paraît au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont indexés dans la base de données *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 ont paru à titre de rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, Ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de rapports techniques du Service des pêches et de la mer, Ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement d'origine dont le nom figure sur la couverture et la page du titre. Les rapports épuisés seront fournis contre rétribution par des agents commerciaux.

**Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences**

Technical reports contain scientific and technical information that contribute to existing knowledge but that are not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter, and the series reflects the broad interests and policies of the Department of Fisheries and Oceans, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is indexed in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with the report number 925.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page. Out-of-stock reports will be supplied for a fee by commercial agents.

104-01785/

**Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2491**

**2003**

# Approche pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème, avec application à la communauté à *Mya–Macoma*

Susanne Mark, Lizon Provencher et Jean Munro

Direction Régionale des Sciences
Ministère des Pêches et des Océans
Institut Maurice-Lamontagne
850 route de la Mer
C.P. 1000
Mont-Joli, Québec, G5H 3Z4

©Ministre des Travaux publics et Services gouvernementaux Canada 2003
No. de Cat. Fs 97-6 /2491 ISSN 0706-6570

On devra citer la publication comme suit :

Mark, S., L. Provencher, et J. Munro, 2003. Approche pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème, avec application à la communauté à *Mya–Macoma*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2491: ix + 85 pp.

This publication is also available in english.

# TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ..... v

LISTE DES FIGURES ..... v

RÉSUMÉ ..... vi

ABSTRACT ..... vii

RÉSUMÉ DÉTAILLÉ ..... viii

1. INTRODUCTION ..... 1

2. SANTÉ DE L'ÉCOSYSTÈME ..... 3
   2.1. Une notion en voie d'élaboration ..... 3
   2.2. Santé de l'écosystème dans le contexte actuel ..... 5

3. APPROCHE POUR L'ÉVALUATION DE LA SANTÉ DE L'ÉCOSYSTÈME ..... 8
   3.1. Niveaux d'organisation d'un écosystème ..... 8
      3.1.1. Développement d'un écosystème ..... 9
   3.2. Les propriétés d'un écosystème ..... 10
      3.2.1. Niveau de l'individu ..... 10
      3.2.2. Niveau de la population ..... 13
      3.2.3. Niveau de la communauté ..... 16
      3.2.4. Niveau de l'écosystème – composante biologique ..... 18
      3.2.5. Niveau de l'écosystème – composante chimique ..... 20
      3.2.6. Niveau de l'écosystème – composante physique ..... 21
   3.3. Syndrome de détresse d'Odum ..... 23

4. INDICATEURS ET POINTS DE REPÈRE ..... 23
   4.1. Définition d'un indicateur ..... 23
   4.2. Critères pour les indicateurs ..... 24
   4.3. Objectifs et points de repère pour les indicateurs ..... 25
   4.4. L'étude de la succession pour définir les points de repère ..... 26
   4.5. Le choix des indicateurs ..... 27

5. APPLICATION DE L'APPROCHE À LA COMMUNAUTÉ À *MYA–MACOMA* ..... 28
   5.1. La communauté à *Mya–Macoma* ..... 28
   5.2. Principales problématiques associées à la communauté à *Mya–Macoma* ..... 29
   5.3. Indicateurs possibles dans la communauté à *Mya–Macoma* ..... 32
      5.3.1. Niveau de l'individu ..... 33
      5.3.2. Niveau de la population ..... 42
      5.3.3. Niveau de la communauté ..... 46
      5.3.4. Niveau de l'écosystème – composante biologique ..... 51
      5.3.5. Niveau de l'écosystème – composante chimique ..... 56
      5.3.6. Niveau de l'écosystème – composante physique ..... 58
   5.4. Évaluation et choix des indicateurs ..... 59
      5.4.1. Choix d'une série d'indicateurs ..... 60
      5.4.2. Observations sur la série d'indicateurs ..... 65

6. CONCLUSION ..... 65

7. REMERCIEMENTS ..... 66
8. RÉFÉRENCES ..... 67
Annexe ..... 84

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Symptômes de détresse écosystémique. ..... 22

Tableau 2. Critères pour le choix des indicateurs ..... 25

Tableau 3. Indicateurs proposés pour chacune des problématiques identifiées pour la communauté à *Mya–Macoma* ..... 61

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Suivi de l'état de santé d'un écosystème en fonction du temps ..... 7

Figure 2. Schéma de l'approche écosystémique par problématique ..... 11

Figure 3. Échelle d'un indicateur ..... 26

Figure 4. Succession après un enrichissement organique ..... 27

Figure 5. Réseau alimentaire de *Mya arenaria* ..... 30

Figure 6. Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des pêches ..... 34

Figure 7. Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des polluants ..... 35

Figure 8. Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique de la modification de l'habitat ..... 36

Figure 9. Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des changements climatiques ..... 37

Figure 10. Courbes hypothétiques de la dominance K pour la biomasse et l'abondance par espèce ..... 49

## RÉSUMÉ

Mark, S., L. Provencher et J. Munro 2003. Approche pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème, avec application à la communauté à *Mya–Macoma*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2491: ix + 85 pp.

Ce rapport élabore une méthodologie pour le suivi et l'évaluation de la santé de l'écosystème au niveau des communautés biologiques de la zone littorale. Nous présentons au départ le concept de la santé de l'écosystème. Ensuite, nous décrivons la méthode permettant de produire une suite d'indicateurs et préparer une évaluation, suivant quatre étapes principales. Premièrement nous identifions les problématiques principales affectant une communauté spécifique. Deuxièmement nous déterminons les propriétés écologiques susceptibles d'être touchées à différents niveaux de l'écosystème. Troisièmement nous suggérons des indicateurs potentiels de ces propriétés pour la communauté à *Mya–Macoma*. Quatrièmement nous explorons l'établissement d'objectifs et de points de référence nécessaires pour une évaluation. Au cours de ces étapes, des définitions et des concepts pertinents sont présentés. Suite à cet exercice, nous évaluons les indicateurs suggérés pour la communauté à *Mya–Macoma* selon un ensemble de critères et nous proposons une suite d'indicateurs pour chaque problématique principale affectant cette communauté (pêche, contamination, altération d'habitat et changement climatique). Le processus fait ressortir la nécessité d'établir des priorités à chaque étape, limitant par conséquent le nombre de paramètres nécessaires pour suivre les composantes importantes de l'écosystème et leur fonction. Le travail présenté dans ce rapport cible la communauté à *Mya–Macoma* mais l'approche proposée peut aussi être appliquée à d'autres communautés ou à un autre niveau de l'écosystème.

## ABSTRACT

Mark, S., L. Provencher et J. Munro. 2003. Approche pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème, avec application à la communauté à *Mya–Macoma*. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 2491: ix + 85 pp.

This report develops a framework for monitoring and assessing marine ecosystem health at the level of biological communities in the littoral zone. We initially present the concept of ecosystem health. Thereafter we describe the methodology to reach a set of indicators in four major steps. First, we identify the major issues affecting a specific community. Secondly, we identify the ecological properties likely to be affected at the different ecosystem levels. Thirdly, we suggest possible indicators of these properties for the *Mya–Macoma* community. Fourthly, we explore the establishment of objectives and benchmarks necessary for an assessment. Throughout these steps, relevant definitions and concepts are presented. After this process, we evaluate the indicators suggested for the *Mya–Macoma* community according to a set of criteria and propose a series of indicators in view of each major issue affecting this community (fisheries, contamination, habitat change, and climate change). The process emphasises the need for a prioritisation at every step, consequently limiting the number of parameters needed for surveying important ecosystem components and their functions. The work presented in this report focuses on the *Mya–Macoma* community, but the approach proposed can also be applied to other communities or to another level of the ecosystem.

## RÉSUMÉ DÉTAILLÉ

Au Canada, la zone littorale de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent est fortement affectée par les activités humaines, rendant nécessaire de nouvelles approches de gestion. La *Loi sur les océans du Canada* constitue un des outils pour l'amélioration des conditions environnementales. Le programme de la loi portant sur la Qualité du milieu marin (QMM) doit notamment assurer le développement de méthodes pour l'évaluation de la qualité du milieu marin.

La QMM fonde sa méthodologie pour l'évaluation environnementale sur le concept de la "santé de l'écosystème". Les principales visions de la santé de l'écosystème sont présentées dans le rapport, reflétant le débat actuel sur ce concept. Dans notre ouvrage, nous considérons que la santé de l'écosystème incorpore à la fois les structures et les fonctions inhérentes à l'écosystème. Le degré "maximal" de santé se retrouve sous la condition "vierge", et la perte de composantes fonctionnelles ou structurelles résulte en une santé de l'écosystème diminuée. Le concept de santé de l'écosystème implique qu'un niveau minimum acceptable de santé peut être défini pour des secteurs soumis à l'exploitation, permettant ainsi la préservation de constituantes vitales de l'écosystème.

Le présent rapport élabore une méthodologie pour l'évaluation et le suivi de la santé de l'écosystème au niveau des communautés biologiques de la zone littorale. Cette méthodologie peut être désignée comme une "approche écosystémique par problématiques principales". Cette démarche cible d'une part les propriétés fondamentales d'un écosystème, et d'autre part les pressions d'origine humaine. Parmi les pressions anthropiques, nous nous concentrons sur les problématiques principales perçues comme affectant une communauté, e.g. la pollution, la pêche, etc. La partie écosystémique de l'approche considère l'ensemble de l'écosystème évoluant autour de la communauté, lequel est divisé en composantes biologique, chimique et physique. La composante biologique est elle-même hiérarchisée en quatre niveaux : écosystème, communauté, population et individu. Chaque niveau est caractérisé par les propriétés écologiques qui lui sont habituellement attribuées dans la littérature scientifique. Par exemple on utilisera la condition, la croissance, la capacité reproductive, au niveau individuel, et l'abondance, la productivité, la reproduction, au niveau de la population. Dans le cours de l'évaluation des effets potentiels d'une problématique, les propriétés de chaque niveau de l'écosystème sont examinées en vue d'identifier les plus touchées.

Pour les besoins du suivi, les propriétés touchées doivent être traduites en paramètres facilement mesurables, qui peuvent être relevés de manière répétée et fiable dans le temps et l'espace. C'est la fonction des indicateurs. Les critères qui doivent être rencontrés par un indicateur sont énumérés dans le rapport. De plus, chaque indicateur devrait être associé à un objectif et un point de repère spécifique.

Nous avons appliqué cette approche à la communauté à *Mya–Macoma* parce que cette communauté est l'objet de problématiques importantes mentionnées par les intervenants et gestionnaires de la zone littorale. Les principales problématiques associées à cette communauté sont la pêche, la pollution, l'altération d'habitat et le changement climatique. Considérant chaque problématique à tour de rôle, nous déterminons quels niveaux de

l'écosystème et quelles propriétés associées peuvent être affectées. Une liste des indicateurs potentiels reflétant ces propriétés est alors établie. Une courte description de chaque indicateur est donnée avec l'information disponible sur son utilisation. En les examinant selon des critères définis, nous retenons un ensemble final d'indicateurs pour la communauté à *Mya–Macoma* pour chacune des quatre problématiques principales. Cette série d'indicateurs devra être mise à l'essai avant d'être incorporée à un programme de suivi.

Un avantage de l'approche écosystémique par problématiques principales est l'importance accordée à l'établissement de priorités parmi les problématiques, les niveaux de l'écosystème et les indicateurs. Nous estimons que cette approche permet de conserver une vue d'ensemble tout en explorant assez en détail les propriétés et les indicateurs. L'approche vise également à limiter le nombre d'indicateurs requis pour couvrir un aspect. Elle favorise un mode de suivi fondé sur des hypothèses de départ lors de l'établissement d'objectifs pour chaque site d'étude. Le travail présenté dans ce rapport met l'emphase sur la communauté à *Mya–Macoma* mais l'approche proposée peut aussi être appliquée à d'autres communautés ou à un autre niveau de l'écosystème.

# 1. INTRODUCTION

La zone côtière a depuis longtemps joué un rôle essentiel dans le développement de la civilisation humaine. L'utilisation de navires pour le commerce et le transport a fait de cette zone un site de premier choix pour le développement de villes, car elle présente des ports sûrs et un accès facile aux produits agricoles et industriels provenant de l'intérieur et aux produits de la pêche en mer. En tant qu'habitat naturel, cette zone est caractérisée par une productivité élevée et reconnue comme capteur de nutriments et pouponnière importante pour les populations hauturières de poissons. En outre, les régions côtières abritent des habitats naturels uniques et attirent l'attention pour cette simple raison.

Les multiples activités humaines en zone côtière imposent une pression importante sur l'environnement, notamment la détérioration physique des habitats, la surexploitation des ressources et la pollution. Cette pression s'accroît constamment avec l'accroissement de la population humaine et, lorsque les limites de l'exploitation sont atteintes, des conflits entre utilisateurs surgissent fréquemment. Il est devenu évident qu'une gestion judicieuse de la zone côtière est nécessaire pour obtenir des compromis raisonnables et assurer une protection suffisante.

La prise de conscience de ces enjeux a porté un grand nombre de pays, dont le Canada, à mettre en place des programmes nouveaux, notamment la gestion intégrée des activités en milieu marin, fondée sur une approche écosystémique. Ces approches nouvelles s'appuient sur des documents internationaux comme le rapport Brundtland (World Commission on Environment and Development, 1987) et la Convention de Rio sur la diversité biologique (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2001). La *Loi sur les océans du Canada* qui a été adoptée par le Parlement canadien en 1997, propose deux formes de gestion intégrée, soit les programmes de Gestion intégrée (GI) et des Zones de protection marines (ZPM), applicables aux régions côtières, estuariennes ou océaniques. Pour assurer une approche fondée sur la connaissance de l'écosystème dans l'application de la gestion intégrée, ces deux programmes de gestion sont appuyés par le programme de Qualité du milieu marin (QMM). Le programme de QMM prévoit l'établissement de directives, objectifs et critères portant sur la qualité du milieu marin, de même que le développement de méthodes d'évaluation et de suivi de la qualité du milieu marin.

Le présent document constitue une étape importante dans la mise en place de l'initiative de QMM dans la région du Québec. L'approche décrite dans ce rapport a été développée par l'équipe de QMM régionale; elle s'inspire du travail du groupe national sur la QMM au cours de l'année 2000, de conférences sur la qualité écologique de la mer du Nord et de la littérature scientifique. Considérant la continuité dans le développement de la QMM au niveau national, le présent rapport ne reflète pas nécessairement les plus récents développements dans le domaine (e.g. Jamieson *et al.*, 2001).

Cet ouvrage présente une démarche pour la sélection d'indicateurs de la santé de l'écosystème, à partir des problématiques environnementales du système et de ses composantes menacées. Pour toute zone de gestion, locale ou étendue, les préoccupations des intervenants sont centrées sur un nombre limité de problématiques importantes et ces problématiques sont elles-

mêmes associées à un nombre limité de composantes de l'écosystème. L'approche proposée consiste, pour toute zone de gestion à l'étude, à analyser les principales associations problématiques-composantes, en vue d'extraire le plus petit ensemble d'indicateurs représentant adéquatement ces interactions.

Au Québec, le développement récent de la QMM a visé à supporter les initiatives de gestion en zone côtière et principalement en zone littorale dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Les préoccupations et les demandes des intervenants et gestionnaires des comités ZIP[1], des zones en développement de GI et ZPM, ainsi que des gestionnaires de la protection de l'habitat ont signalé des problématiques importantes dans cette zone, dont plusieurs concernaient la communauté biologique du littoral peuplée par la mye commune, *Mya arenaria*. Cette conjecture a amené l'orientation et l'application actuelle de la démarche générale décrite dans les pages qui suivent. Le nom scientifique reconnu pour désigner cette communauté est la communauté à *Macoma balthica* (Petersen 1913, Thorson 1957). Cependant, étant donné que *Mya arenaria* est l'espèce cible pour les différentes problématiques mentionnées, nous nommerons cette communauté *Mya–Macoma* pour les besoins de ce rapport.

L'objectif de ce rapport est d'élaborer un cadre permettant de suivre et d'évaluer la santé de l'écosystème marin dans la zone littorale. Le cadre vise plus précisément à évaluer l'état d'une communauté biologique marine spécifique à partir des problématiques majeures touchant celle-ci. Le rapport présente d'abord la notion de santé de l'écosystème, puis décrit une méthodologie permettant d'évaluer une communauté biologique, suivant quatre étapes. Tout d'abord, nous identifions les problématiques majeures affectant une communauté donnée. En deuxième lieu, nous définissons les propriétés écologiques qui sont susceptibles d'être touchées à divers niveaux de l'écosystème par les problématiques. En troisième lieu, nous proposons des indicateurs pour ces propriétés, en nous servant de la communauté à *Mya–Macoma* à titre d'exemple. Et enfin, nous explorons l'établissement d'objectifs et de points de référence nécessaires pour une évaluation. Des définitions et notions pertinentes sont présentées à chacune des étapes. Après ces quatre étapes, nous évaluons les indicateurs en fonction d'un ensemble de critères et proposons une série d'indicateurs qui s'appliquent à la communauté à *Mya–Macoma*.

---

[1] ZIP : *Zone d'intervention prioritaire* : un programme visant une meilleure connaissance du Saint-Laurent, de façon à faciliter les initiatives locales de protection, de restauration, de conservation et de développement durable des ressources et de l'utilisation du Saint Laurent. Il existe présentement 14 comités locaux distribués le long des rives du Saint-Laurent.

## 2. SANTÉ DE L'ÉCOSYSTÈME

Un objectif central du programme de QMM est d'évaluer l'état de l'écosystème en se fondant sur le concept de santé de l'écosystème. La section suivante traite en premier lieu des efforts en vue d'adopter une définition commune de la santé de l'écosystème et du débat en cours sur la question, puis de l'interprétation choisie et appliquée dans le présent rapport.

### 2.1. Une notion en voie d'élaboration

L'expression « santé de l'écosystème » a acquis une certaine importance, depuis vingt ans, dans le domaine de la gestion de l'environnement. Des colloques et des ateliers de travail ont été organisés (Costanza *et al.*, 1992; Rapport *et al.*, 1995; Rapport *et al.*, 1998), et des revues spécialisées portant sur la santé des écosystèmes ont été lancées (« Journal of Aquatic Ecosystem Health » en 1992[2], « Ecosystem Health » en 1995 et « Aquatic Ecosystem Health and Management » en 1998). Ce phénomène s'explique d'une part par une compréhension plus élargie de ce que représente la protection de l'environnement, déplaçant le centre d'intérêt des composantes particulières comme les espèces, vers les écosystèmes. D'autre part, il traduit un consensus général entre les chercheurs et les gestionnaires sur le fait que les écosystèmes se transforment en raison des activités humaines et qu'il est souhaitable de réduire ces impacts. Il ne reflète cependant pas un consensus sur la signification, voire l'utilité de l'expression « santé de l'écosystème ».

Des définitions variées figurent dans la documentation spécialisée et représentent divers points de vue sur l'objectif général de la gestion et de la conservation des écosystèmes (e.g. Karr, 1993; Suter, 1993; Calow, 1995; Rapport, 1995). Ces définitions s'étendent de l'inclusion de toutes les composantes biophysiques, humaines et socio-économiques à des définitions ciblant principalement les aspects biophysiques. On retrouve même des définitions qui mettent l'accent sur une seule composante dans une région biophysique donnée (Rapport, 1995). Certains préconisent que la santé des écosystèmes tienne compte des avantages que présente le fonctionnement des écosystèmes pour la santé et les intérêts des êtres humains (Calow, 1995; Rapport, 1995), alors que d'autres définissent un écosystème en santé comme un « écosystème qui existait avant les impacts culturels » (Smol, 1992, *in* Rapport, 1995). Cela signifie que si certains font entrer le bien-être des êtres humains dans la notion de santé d'un écosystème, d'autres souhaitent exclure les êtres humains de la notion de « nature en santé ». Pourtant, d'autres enfin n'adoptent pas véritablement une approche écosystémique et mettent principalement l'accent sur certaines composantes comme la qualité de l'eau. Comme on pourrait s'y attendre, ces points de vue divergents sont à l'origine d'un débat acharné sur la notion de santé de l'écosystème et sur les avantages et les inconvénients de l'usage de cette expression. Sans entrer dans les détails des diverses définitions, nous passons brièvement en revue certains des arguments généraux qui militent en faveur ou en défaveur de l'utilisation de la notion de santé de l'écosystème afin d'illustrer le débat.

Tel qu'indiqué plus haut, l'un des avantages de l'expression santé de l'écosystème est qu'elle met l'accent sur des systèmes entiers (comme le font les notions analogues, par exemple l'intégrité écologique), et non pas sur certaines de leurs composantes seulement. En outre,

---

[2] En 1997, cette revue a été renommée : *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*.

cette notion sous-tend l'idée de potentiels, par exemple le potentiel de rétablissement, qui peuvent être des éléments importants dans les évaluations environnementales. Les paramètres pertinents pour la santé sont faciles à reconnaître au niveau de l'individu, où ils peuvent être exprimés en termes de potentiel de croissance et de reproduction, alors qu'au niveau de la population, ils peuvent être exprimés au plan de la capacité reproductrice et de la maturité. Dans les communautés ou associations biologiques, les paramètres sont moins évidents, mais ils peuvent être exprimés selon la possibilité d'atteindre un stade de succession plus élevé et, dans les écosystèmes, des chaînes alimentaires plus complexes et plus longues.

L'un des problèmes inévitables que présente la notion de système est que les évaluations exigent une norme à laquelle un état peut être comparé. Ce problème ne s'applique pas seulement à la santé de l'écosystème, mais également à toutes les notions servant aux évaluations écologiques. Nous devons déterminer dans quelle mesure et comment un système s'écarte de ce qui est attendu, ce qui n'est pas facile compte tenu de la complexité des écosystèmes. Même dans un secteur déterminé, des facteurs aléatoires peuvent provoquer des différences entre deux sites, alors qu'ils semblent présenter exactement les mêmes conditions naturelles et les mêmes antécédents. Un autre problème découle de la difficulté à distinguer les variations provoquées par des facteurs naturels et anthropiques, et notre connaissance d'un écosystème est souvent insuffisante pour permettre de déterminer l'ampleur de la variation naturelle.

L'un des principaux arguments en faveur de l'utilisation de la notion de santé de l'écosystème est la puissance de l'analogie avec la science de la santé humaine. Tout comme en médecine, un « diagnostic » doit être établi pour l'évaluation environnementale à partir de données imparfaites. Le processus d'élaboration de méthodes pour l'évaluation de la santé de l'écosystème pourrait donc profiter de l'expérience accumulée dans le domaine des sciences de la santé (Rapport, 1995).

Cette analogie pourrait cependant donner une fausse impression de la nature de la gestion de l'environnement et donner lieu à des priorités inacceptables en matière de gestion (Suter, 1993). En médecine, une partie du corps peut être remplacée par un élément artificiel, dans la mesure où il est fonctionnel. Le remplacement d'une articulation de la hanche équivaudrait peut-être à l'introduction d'une espèce exotique en vue de régler un problème fonctionnel que présente un écosystème (e.g. une espèce de poisson en vue de résoudre un problème d'eutrophisation). Même si la majorité des biologistes n'envisageraient pas ainsi cette notion, l'association s'impose d'elle-même lorsqu'elle est empruntée au domaine des sciences de la santé. Mais comme l'indique Noss (1991) : « Notre désir de tout gérer est une manifestation de notre arrogance, compte tenu de notre ignorance du fonctionnement de la nature ». Selon ce point de vue, la santé de l' écosystème n'est peut-être pas l'expression qui favorise l'exercice de la prudence appropriée à la gestion de la nature.

Un autre argument qui milite en faveur de l'utilisation de la notion de santé de l'écosystème est qu'elle fournit une métaphore très riche pour les communications avec le public (Rapport, 1995). La notion de santé de l'écosystème crée une image que la majorité des gens comprennent de façon intuitive – par association avec la santé humaine. Cette métaphore facilite donc la compréhension des notions de « pathologie, signes indicateurs précoces, coût des retards dans l'intervention, avantages des approches préventives… », etc. (Rapport, 1995).

Néanmoins, la valeur de la métaphore a été remise en question par de nombreux auteurs (Suter, 1993; Calow, 1995; Wichlum et Davies, 1995). L'analogie avec la santé humaine implique qu'un écosystème peut être considéré comme un organisme, notion qui n'est pas conforme aux études contemporaines. Suter (1993) fait observer que les écosystèmes n'ont pas de frontières déterminées, qu'ils ne comportent pas de structures cohérentes d'un exemple à un autre, qu'ils ne se développent pas de façon uniforme et qu'ils ne disposent pas, comme les organismes, de mécanisme visant à maintenir leur homéostasie (e.g. systèmes nerveux et hormonaux). Les écosystèmes ne sont pas assujettis à la sélection naturelle, et un état particulier ne peut pas être jugé bon pour un écosystème, alors que ce qui est bon ou mauvais pour un organisme individuel peut être évalué au plan de sa capacité reproductrice (Wichlum et Davies, 1995). En termes stricts, l'analogie avec la santé humaine est donc inappropriée (Suter, 1993; Wichlum et Davies, 1995).

La majorité des chercheurs s'entendent pour ne pas pousser trop loin la métaphore de la santé (Martinko, 1995), dans l'espoir d'éviter la plupart des problèmes possibles. Cependant, l'utilisation du concept de santé de l'écosystème a acquis une certaine popularité et il est maintenant adopté par les organismes gouvernementaux. On doit donc considérer que cette expression est en voie de perfectionnement et d'élaboration, et éviter toute confusion en indiquant chaque fois l'interprétation qu'on donne à la notion de santé de l'écosystème.

### 2.2. Santé de l'écosystème dans le contexte actuel

L'une des premières définitions de la santé de l'écosystème à être assez largement adoptée provient d'un atelier sur la santé des écosystèmes (Costanza *et al.*, 1992); elle est ici présentée sous une version légèrement différente (voir l'annexe 1) :
*« Un système écologique est en bonne santé s'il est actif, s'il maintient son organisation et son autonomie avec le temps et s'il est résilient au stress. »*

Cela implique que les traits essentiels d'un système en santé sont l'activité, l'organisation, l'autonomie et la résilience. Le système en santé doit donc être productif (maintenir sa productivité normale), ses cycles énergétiques et matériels doivent être fonctionnels, il doit conserver sa structure, ne pas dépendre de l'énergie fournie par les humains et être capable de se rétablir après avoir été exposé à un stress.

Même si la définition ci-dessus a fait l'objet d'un large consensus au cours de l'atelier de travail, elle reste ouverte à diverses interprétations. En fait, il existe un certain nombre d'interprétations, ce qui signifie que même si nous adoptons la définition indiquée plus haut, il importe de préciser l'interprétation qui en est faite dans le contexte actuel. À cette fin, nous décrirons les grandes lignes des deux interprétations qui prédominent.

La première interprétation considère la santé des écosystèmes comme associée principalement aux composantes fonctionnelles et aux processus de l'écosystème (e.g. transmission de l'énergie, photosynthèse et décomposition), alors que l'identité des composantes particulières (i.e. les espèces) a une importance moindre, dans la mesure où le système fonctionne toujours (Callicott et Mumford, 1997; Callicott *et al.*, 1999). Selon ce point de vue, la santé est préservée si les aspects fonctionnels d'un écosystème sont maintenus, ce qui n'exige que la préservation des composantes structurelles majeures. Par exemple, le processus de

photosynthèse peut être réalisé tout aussi bien, du point de vue fonctionnel, par un grand nombre d'espèces végétales distinctes. En ce sens, certaines espèces peuvent être sacrifiées dans la mesure où le niveau de photosynthèse est maintenu.

Selon la deuxième interprétation, la santé de l'écosystème comprend toutes les composantes structurelles d'un écosystème ainsi que les processus (les structures étant comprises comme les communautés, leurs espèces et leurs populations). Selon cette interprétation, toute structure ou tout processus qui est perdu entraîne une réduction de la santé et de l'intégrité (Karr, 1993). Ainsi, cette approche n'établit pas de distinction entre la santé de l'écosystème et l'intégrité écologique, la deuxième expression étant définie comme la composition intégrale des éléments biologiques (i.e. la diversité biologique) et des processus biologiques.

Dans ce rapport l'interprétation donnée à la notion de santé des écosystèmes reflète la définition ci-dessus selon une compréhension proche de celle présentée par Karr (1993). Cela signifie que les aspects structurels autant que fonctionnels doivent être pris en compte dans une évaluation de la santé d'un écosystème marin. La « santé maximale » se retrouve donc à l'état vierge (fig. 1) et toute perte des composantes structurelles ou fonctionnelles entraîne une diminution de la santé de l'écosystème.

La norme à laquelle un état est comparé est donc celle qui apparaîtrait dans des conditions naturelles, i.e. facteurs physiographiques, géographiques et climatiques naturels, ainsi que conditions physiques et chimiques. En outre, il faut prendre en compte le stade de succession, et donc la durée dont la région a disposé pour se développer. Il est cependant très difficile dans la plupart des cas de distinguer entre les causes naturelles et les causes anthropiques amenant un stade de développement donné. Finalement, même si la norme est en principe établie là où l'influence anthropique sur l'écosystème est minimale, un tel niveau peut être très difficile, voire impossible à déterminer en pratique. Pour cette raison, nous pouvons parfois être forcés d'établir autrement le niveau de comparaison, par exemple à partir d'un point zéro arbitraire dans une série chronologique (TemaNord, 1999).

Malgré ces problèmes pratiques, nous sommes convaincus qu'il est très important de considérer le niveau idéal de la santé d'un écosystème d'après la référence à l'état vierge. Si l'échelle permettant d'évaluer la santé de l'écosystème est elle-même modifiée perpétuellement en fonction des besoins et des objectifs locaux, comme le préconisent certains (Calow, 1993, 1995), l'échelle est constamment rabaissée au fur et à mesure que les écosystèmes se dégradent (il se produit une sorte d'inflation), ce qui peut « masquer » le niveau d'intégrité écologique et la réduction de l'état de santé.

Plutôt que de modifier ponctuellement l'échelle elle-même, nous proposons d'adapter les objectifs en fonction des besoins et des buts locaux. Il importe donc de souligner que la notion de conditions à l'état vierge ne constitue que l'étalon, et non pas nécessairement les buts ou les objectifs (fig. 1). Quel que soit le niveau de comparaison, on ne doit pas le confondre avec le niveau souhaitable, qui dépend de l'objectif politique, social ou économique pour une région donnée. Si cela est souhaitable au plan socio-économique, divers niveaux d'exploitation peuvent être autorisés dans divers secteurs, ce qui consiste à accepter dans ces zones un niveau plus faible de « santé » ou d'intégrité.

Le programme de QMM comporte une volonté sous-jacente selon laquelle aucun écosystème ne devrait être exploité ou perturbé au-delà d'un certain « niveau minimal acceptable » (fig. 1). L'exploitation doit être renouvelable, et tout système doit pouvoir se rétablir, avec le temps, si l'on met fin à l'exploitation et à la pression. En d'autres termes, le système doit maintenir sa résilience. Cela signifie par exemple que les conditions fondamentales pour l'existence d'une communauté ne doivent pas être modifiées (par exemple, le substrat). S'il n'est pas toujours facile de déterminer ce niveau de façon générale, un niveau minimal acceptable du point de vue biologique peut être établi dans chaque cas, en vertu de ces lignes directrices générales. Il est évident que des connaissances insuffisantes limiteront notre capacité de déterminer ce niveau avec précision. De légers changements pourraient par exemple modifier l'équilibre entre deux compétiteurs, produisant une nouvelle communauté après l'exclusion d'un concurrent. Il s'agit là d'un niveau de détail que nous maîtrisons rarement à l'avance. Il importe également de savoir que la détermination du niveau minimal acceptable dans une région est un élément qui dépend du contexte. En d'autres termes, le niveau d'exploitation de la région avoisinante doit être pris en compte dans l'évaluation. Souvent, l'exploitation entraîne la disparition locale d'espèces, ainsi le rétablissement dépend de la recolonisation par des espèces provenant des populations sources avoisinantes. Les sites non exploitées abritant ces espèces ainsi qu'une certaine distance de dispersion doivent être protégées en leur donnant un "niveau acceptable" distinct.

Une réserve qui s'impose touchant le rétablissement est que la majorité des communautés ne sont déjà plus à l'état vierge. Compte tenu de l'importance des impacts humains, le rétablissement complet à un état originel peut être impossible à réaliser au-delà d'un certain point appelé état maximal réalisable (fig. 1). Toutefois, dans certaines situations (zones de protection marines) l'objectif de gestion peut très bien être l'état maximal réalisable.

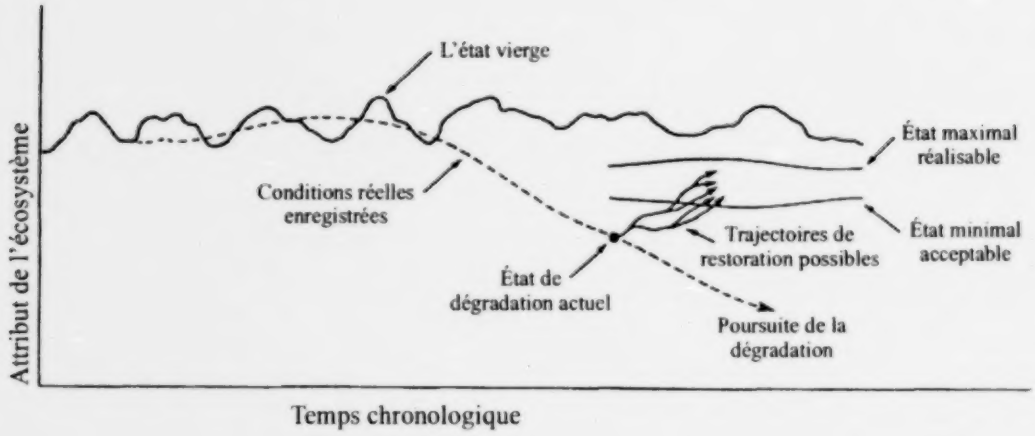


**Fig. 1.** Suivi de l'état de santé d'un écosystème en fonction du temps (tiré de Cairns *et al.*, 1993, avec permission de Kluwer Academic Publishers). L'état vierge de l'écosystème constitue l'équivalent de notre niveau idéal de référence. À certains points dans le temps, les conditions réelles enregistrées devront servir de niveau de référence, si l'état vierge est inconnu. L'état minimal acceptable et l'état maximal réalisable sont également indiqués, ce dernier représentant le meilleur niveau possible de rétablissement.

## 3. APPROCHE POUR L'ÉVALUATION DE LA SANTÉ DE L'ÉCOSYSTÈME

L' « approche écosystémique par problématiques majeures » (fig. 2) considère simultanément les propriétés fondamentales d'un écosystème et les activités humaines qui agissent sur lui (regroupées en une problématique) (Lanters *et al.*, 1999; TemaNord, 1999). La méthode consiste à identifier les paramètres ou les variables qui reflètent d'une part les propriétés de base d'un écosystème et d'autre part les problématiques qui les affectent, de manière à faire le lien entre les deux. L'approche vise la priorisation à différentes étapes soit en ciblant d'une part les principales problématiques et d'autre part les principaux niveaux d'organisation et propriétés de l'écosystème qui en sont affectés. Par cette priorisation, nous limitons le nombre de paramètres nécessaires pour faire le suivi des composantes importantes et de leurs fonctions.

Une problématique pour un écosystème donné est définie comme étant l'ensemble que forment les activités humaines qui agissent sur lui et les différents facteurs qui constituent un risque pour une ou plusieurs de ses composantes. La pêche, la contamination et la modification d'habitats sont des exemples de problématiques. En nous concentrant sur les problématiques majeures, nous favorisons la détection de changements aux endroits où ils sont les plus susceptibles de survenir. Cependant, les facteurs naturels devraient aussi être considérés. Cette démarche permet d'effectuer des suivis en élaborant et testant des hypothèses reliées à la direction et au degré d'un impact, tel que recommandé par Underwood (1995, 1996). Nous sommes conscients que des problèmes inattendus peuvent être négligés de cette façon, mais il est toutefois impossible de traiter de tous les facteurs qui peuvent jouer un rôle au sein d'une communauté.

Dans une approche écosystémique nous considèrons les composantes du système ainsi que leur fonctionnement (Likens, 1992). Nous devons également tenir compte des interactions entre ces composantes. Nous ne pouvons cependant pas tout examiner, aussi dans une approche écosystémique nous devons identifier les éléments et processus qui sont critiques pour le maintien des caractéristiques propres à l'écosystème.

### 3.1. Niveaux d'organisation d'un écosystème

En vue d'évaluer la santé d'un écosystème à l'aide de cette approche écosystémique, il est nécessaire de préciser et de caractériser les divers niveaux de l'écosystème.

Un écosystème peut être défini comme « *toute unité qui comprend l'ensemble des organismes qui, dans une région donnée, interagissent avec l'environnement physique de façon à ce qu'un transfert d'énergie donne une structure trophique clairement définie, une diversité biotique et des cycles de la matière (soit un échange de matière entre des composantes vivantes et non vivantes) au sein du système* » (Odum dans Cunningham *et al.*, 1994).

Les limites d'un écosystème ne sont pas faciles à déterminer, étant donné qu'il y a toujours un certain degré d'échange entre l'écosystème et la région avoisinante. Christensen et Pauly (1998) estiment que quand les écosystèmes sont bien définis « ... le plus gros du transfert trophique a lieu entre les parties de l'écosystème, et cet échange est plus important que l'échange entre l'écosystème et son voisinage ». En d'autres termes, l'échange interne entre

les composantes de l'écosystème est plus important que l'échange externe, et les agrégations sont donc associées davantage les unes aux autres qu'à leurs équivalents dans le milieu avoisinant. Néanmoins, les écosystèmes sont souvent en pratique définis de façon plus arbitraire, ce qui répond notamment au besoin de délimiter une région à l'étude. Dans le cadre du programme de QMM et de la *Loi sur les océans du Canada*, une démarche est présentement en cours visant à délimiter des Zones étendues de gestion des océans. Ces zones seront établies en prenant en considération les limites des écosystèmes, et une série d'objectifs écosystémiques devraient être associés à chacune d'elles (Anon. 2002).

La définition d'Odum implique qu'un écosystème peut être séparé en composantes biologique, chimique (cycle de la matière) et physique. La composante biologique d'un écosystème comprend les communautés qui contiennent elles-mêmes des (sous-) populations composées d'individus. Les dimensions physique et chimique de l'écosystème modifient la composante biologique et sont modifiées par elle, et les pressions qui affectent l'écosystème peuvent agir indirectement sur la dimension biologique par le biais des dimensions physique et chimique, et vice versa. Un écosystème peut donc être présenté comme une hiérarchie d'agrégations distinctes comportant ensemble un certain degré d'association en fonction du transfert d'énergie et de matière.

Nous utilisons la composition structurelle de l'écosystème décrite plus haut en vue de déceler les conséquences possibles d'un problème important, à l'aide des niveaux suivants : l'individu, la population, la communauté et l'ensemble des communautés pour la composante biologique ainsi que les composantes chimique et physique de l'écosystème (fig. 2). Il importe cependant de signaler que la séparation des composantes biologique, physique et chimique est artificielle en ce sens qu'aucune unité biologique ne peut être considérée en dehors de son milieu physique et chimique.

### 3.1.1. Développement d'un écosystème

Notre vision des écosystèmes comporte également la notion de développement. Même si un écosystème n'est pas un organisme et que son développement ne se fait pas de façon aussi structurée qu'un organisme, certaines tendances générales peuvent être relevées. Odum (1969, 1971) présente les tendances prévisibles dans le développement d'un écosystème qui représentent une succession autogène (soit une succession dans laquelle les processus biotiques sont plus importants que les forces géochimiques en présence). Entre autres, la biomasse et les dimensions des organismes ont tendance à s'accroître au cours de la succession, alors que le rapport entre la production et la biomasse (rapport P/B) diminue (Odum, 1971). La succession aux divers niveaux de l'écosystème semble associée à une augmentation, notamment des dimensions, du nombre, de la complexité et de l'efficacité énergétique (biomasse soutenue par unité d'énergie), de sorte que la tendance semble être à une forme de « croissance ». Nous reviendrons plus tard sur cet aspect, au moment d'étudier les symptômes de stress d'un écosystème.

Quand on utilise un modèle de développement ou de succession pour déterminer la santé d'un site, on doit cependant tenir compte du stade de succession dans lequel se trouve ce site (Schaeffer *et al.*, 1988). Pour un site qui se trouve au premier stade de succession pour des raisons naturelles (ex. suite à une tempête majeure), la biomasse de la communauté pourrait

être différente de celle retrouvée à un stade plus avancé tout en étant un site en santé. Ainsi, même si cela présente des difficultés, il peut être très important de distinguer les impacts naturels et anthropiques.

### 3.2. Les propriétés d'un écosystème

Chacun des niveaux organisationnels biologiques de l'écosystème a été traité de façon indépendante par les diverses branches de l'écologie. De ces branches, un certain nombre de propriétés émergent pour chaque niveau de l'écosystème et sont appliquées pour décrire les caractéristiques biologiques de l'individu, de la population, de la communauté et de l'écosystème, respectivement.

Ces propriétés jouent un rôle essentiel au plan du succès reproducteur (au niveau de l'individu) ou de la réaction à diverses forces environnementales ou biologiques. La condition d'un individu dépend du type d'environnement dans lequel il se trouve, et tout changement (important) dans l'environnement entraînant une modification de cet état devrait avoir des incidences sur son succès reproducteur. De la même façon, la condition des niveaux plus élevés de l'écosystème dépend de l'environnement et des interactions entre les composantes biologiques. Au niveau de la population, par exemple, un effet sur le taux de survie est prévisible si les conditions ambiantes deviennent difficiles. Au niveau de la communauté, la composition spécifique pourrait également évoluer dans ces circonstances. Les propriétés utilisées pour décrire chacun des niveaux organisationnels biologiques de l'écosystème constituent donc aussi des propriétés qui ont une importance primordiale pour évaluer les réactions d'un écosystème à l'égard de tout impact humain.

Les caractéristiques à considérer pour les composantes physique et biologique de l'écosystème pour une problématique donnée dépendent de leur relation avec la composante biologique et vice versa. Pour la composante chimique, nous mettons surtout l'accent sur les propriétés reliées au cycle des nutriments tandis que les propriétés examinées pour la composante physique sont principalement des descripteurs physiques du milieu de la communauté (courant, substrat, salinité, etc.).

Dans la prochaine section nous décrivons pour chacun des niveaux organisationnels d'un écosystème les propriétés susceptibles d'être affectées par différentes problématiques (fig. 2).

#### 3.2.1. Niveau de l'individu

Tel qu'indiqué, les propriétés importantes au niveau de l'individu sont d'une façon ou d'une autre reliées au succès reproducteur, qui est le paramètre ultime d'importance de l'individu. Naturellement, le succès reproducteur est modifié par l'environnement ainsi que par les interactions biologiques. La condition, le développement, la reproduction, la mortalité et le comportement (par rapport aux compromis) constituent les propriétés principales se rapportant au succès reproducteur (Begon *et al.*, 1990). La mortalité au niveau de l'individu doit être exprimée en termes de probabilités, qui sont dérivées des estimations de la population, et est donc traitée au niveau de la population.

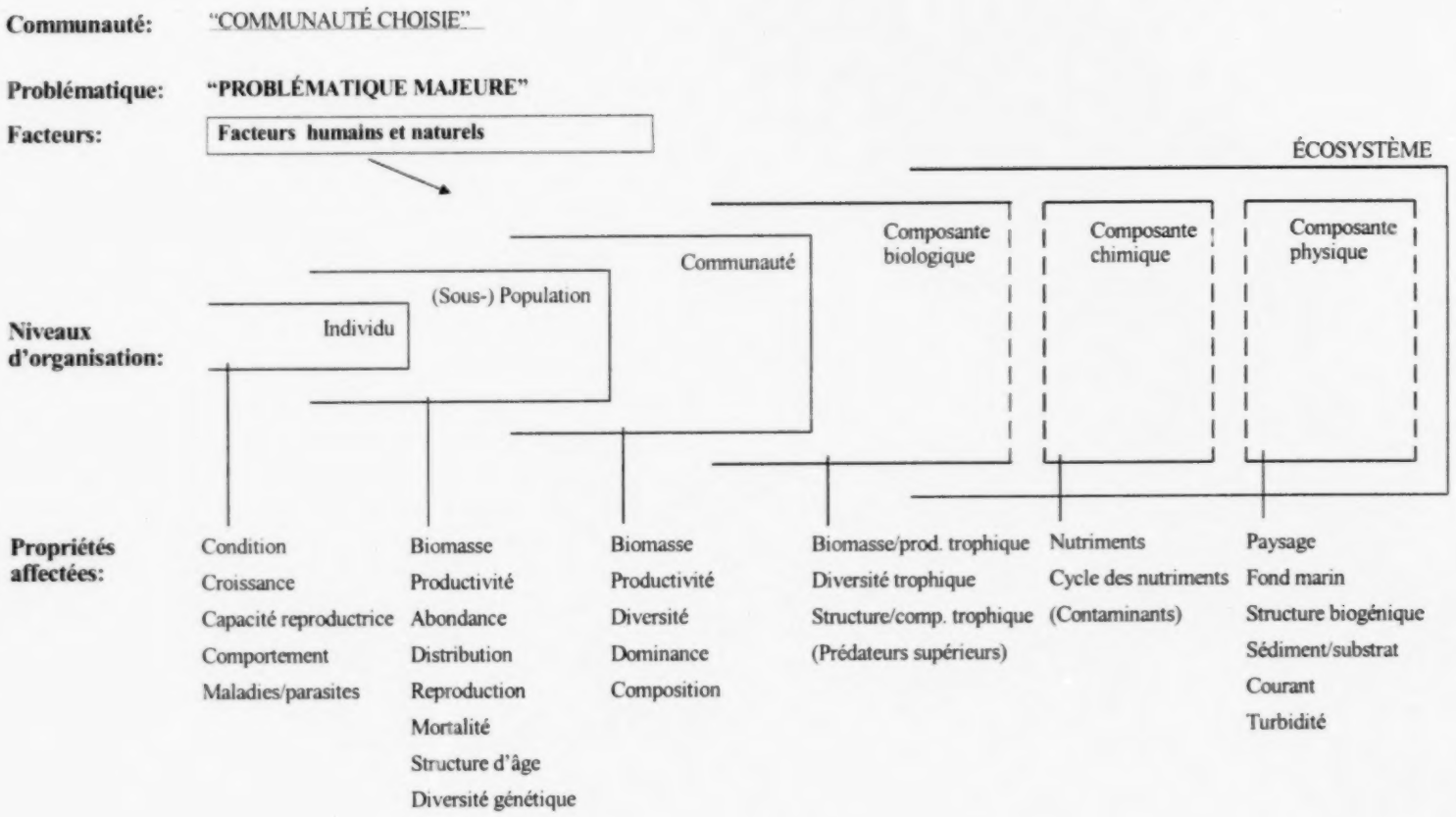


**Fig. 2.** Schéma de l'approche écosystémique par problématique. Ce schéma présente les propriétés importantes de chaque niveau hiérarchique de l'écosystème susceptibles d'être affectées par une problématique quelconque. L'application de cette approche est illustrée dans les figures 6 à 9, où les impacts de la pêche, de la pollution, des modifications de l'habitat et des changements climatiques sur les communautés à *Mya–Macoma* sont examinés.

A. Condition

La condition ou l'état d'un individu joue un rôle important pour sa survie et sa capacité de se développer et de se reproduire. Un habitat favorable ou hostile modifie la condition de l'individu, et il est donc utile de disposer de diverses mesures pour avoir une idée générale de la vulnérabilité de l'individu et de la qualité d'un habitat. Une condition satisfaisante permet généralement de prolonger la durée de la vie de l'individu et, selon la théorie de la détresse écosystémique d'Odum, les stress réduisent la durée de la vie (Odum, 1985), ce qui agit de façon négative sur le succès reproducteur. La condition d'un individu peut par exemple être exprimée au plan de son activité biochimique (enzymes, réactions immunitaires), de ses réserves énergétiques ou lipidiques, de son pourcentage de lipides ou de son potentiel de croissance, qui correspond à la quantité d'énergie qui reste pour la croissance et la reproduction quand le maintien en vie est assuré.

B. Croissance

Une grande taille est souvent un déterminant majeur du succès d'un individu, étant donné que les individus plus gros produisent généralement un plus grand nombre de descendants (même si une taille plus importante peut également accroître certains risques, notamment au plan de la prédation). La croissance peut être exprimée selon la taille ou l'étape du développement. Généralement, elle est exprimée en taux de croissance (en poids ou en longueur par unité de temps), ou en termes d'allocation de l'énergie.

C. Capacité reproductrice

L'efficacité de la reproduction, tout comme les paramètres de survie, est directement reliée à la condition de l'individu. La reproduction est généralement mesurée sur une base annuelle. Le plus souvent, une reproduction très efficace est un signe de bonne santé. Par contre, pour les espèces pluriannuelles, l'efficacité annuelle de la reproduction n'est pas nécessairement en corrélation avec l'efficacité pendant la durée de vie, étant donné que certains compromis peuvent retarder la reproduction. Certaines plantes, par exemple, n'ont une floraison que dans des conditions de stress (e.g. *Zostera marina* intertidale), une reproduction très efficace n'étant pas alors un indicateur de bonne santé (Stevenson 1988). Les indicateurs de l'efficacité de la reproduction au niveau de l'individu peuvent être mesurés directement par la numération de la progéniture (à divers stades de développement), ou indirectement en mesurant, par exemple, les dimensions des organes reproducteurs.

D. Comportement

Le comportement reflète la somme des conditions environnementales, et il peut évoluer en vue d'éviter ou de compenser les stress environnementaux. Même si le comportement peut être un indicateur précoce puissant dans des conditions de laboratoire, il s'applique généralement moins bien sur le terrain. Par contre, pour les espèces moins mobiles, par exemple un grand nombre d'organismes macrobenthiques de l'endofaune, certaines tendances générales peuvent être déduites de leurs déplacements, par exemple en rapport avec la distribution en profondeur (e.g. un animal s'enfouira moins profondément après avoir été extrait du substrat).

E. Maladies et parasites

La sensibilité d'un individu aux maladies et aux infections parasitaires est également reliée à sa condition, une condition médiocre ayant tendance à accroître la fréquence des maladies ou la charge parasitaire. Ce phénomène affaiblit encore davantage l'individu et lui laisse moins

d'énergie pour la reproduction et la survie. Comme la maladie et le parasitisme touchent également les populations à l'état vierge, les liens entre la maladie et, par exemple, la pollution doivent être établis, et des mesures doivent être réalisées afin d'évaluer les différences au plan de la fréquence de la maladie et du parasitisme.

3.2.2. Niveau de la population

Les populations sont décrites en termes d'abondance et de distribution ainsi que de taux de croissance. Ces mesures se composent de descripteurs comme l'abondance, la biomasse et la productivité, la reproduction, la mortalité et la structure d'âge, la proportion des sexes et la diversité génétique ainsi que l'étendue géographique. Même si le terme population est utilisé dans le présent document, il peut s'agir en fait de sous-population dans certaines communautés.

A. Biomasse

Une augmentation de la biomasse d'une population signifie que la population s'accroît ou que les individus déjà présents se développent. Dans les deux cas, l'augmentation indique des conditions favorables pour la population. La mesure de la taille d'une population en termes de biomasse peut parfois être préférable à son abondance en nombre, selon les organismes. Par exemple, les communautés biologiques très denses et très nombreuses comme les couches bactériennes sont plus faciles à mesurer de cette façon. La biomasse est généralement mesurée selon la masse sèche ou humide par unité de surface (ou de volume).

B. Productivité

De façon générale, la productivité élevée d'une population est considérée comme un signe de santé. Quand les conditions sont favorables pour une population, la production s'accroît généralement, et donne une augmentation de la biomasse par individu ou du rendement reproducteur (qui peut également représenter une biomasse accrue). Par contre, la productivité peut également s'élever en raison d'une eutrophisation, et une productivité importante n'est donc pas toujours un signe de santé.

La productivité est souvent exprimée en biomasse produite par unité de temps. Le fait de mesurer la productivité en fonction du changement de la biomasse avec le temps peut cependant ne pas constituer une mesure très judicieuse. Par exemple, si une population fait l'objet d'une prédation continue, la proportion de la population disparue ne figurera pas dans la productivité estimative. Dans ces cas, une mesure indirecte de la productivité peut être utilisée, par exemple le potentiel de reproduction ou de croissance. Les mesures qui associent les taux de reproduction et les taux de croissance sont souvent recommandées (Crisp, 1984).

C. Abondance

Dans une population où les individus survivent avec succès et se reproduisent, l'abondance augmente. Une réduction de l'abondance est donc généralement interprétée comme un problème possible. Par exemple, dans le secteur des pêches, une diminution de l'abondance peut indiquer que le taux d'exploitation est trop élevé. L'abondance est établie à l'aide de diverses formes de recensement (numération directe ou indirecte) et peut être établie pour l'ensemble de la population ou pour un certain nombre d'individus par surface (densité). Un certain nombre de facteurs déterminent l'abondance, et les mesures de l'abondance peuvent

facilement masquer un modèle sous-jacent de changement, étant donné que l'abondance est composée des taux de naissance et d'immigration, et des taux de mortalité et d'émigration (Begon *et al.*, 1990), et une variation de l'abondance peut s'expliquer par l'évolution de l'un ou l'autre de ces taux.

Les analyses de la vulnérabilité de la population visent à estimer le seuil minimal de viabilité (SMV) d'une population. Il n'existe pas de nombre magique général, étant donné que chaque population doit faire face à un ensemble de conditions prévisibles et imprévisibles, et que la viabilité évolue constamment avec la taille de la population. Du point de vue génétique, par contre, selon une mesure empirique, une population effective de 500 ou « plusieurs centaines » d'individus devrait être en mesure d'éviter les problèmes d'ordre génétique (endogamie). Ce nombre est valable pour une population « idéale au plan génétique » ayant une proportion des sexes de 1:1, dont le nombre de descendants varie de façon aléatoire d'un individu à l'autre et présentant une population stable d'une génération à l'autre (Begon *et al.*, 1990). La taille réelle de la population devrait être corrigée pour tenir compte des écarts par rapport à cette situation idéale en vue d'établir la taille effective de la population, qui est généralement plus faible que la taille réelle de la population. Le nombre « magique » au plan génétique est d'environ un ordre de grandeur plus élevé que le SMV dérivé des considérations démographiques, et la santé démographique devrait donc être assurée à l'intérieur de cette limite, quelles que soient les incertitudes que présente son estimation. Des modèles plus précis pour l'estimation des probabilités d'extinction tiennent compte des forces environnementales, catastrophiques, démographiques, génétiques et de fragmentation.

D. Distribution

La distribution spatiale d'une population est également nécessaire à sa description. Elle est déterminée par la demande physique des organismes touchant l'environnement, la disponibilité des aliments et divers facteurs biologiques comme la compétition ou la prédation. La mesure de la distribution est donc une mesure intégrative de la somme de tous ces facteurs. Même s'il peut paraître assez facile de mesurer la surface occupée par une population, les variations ponctuelles peuvent compliquer la chose (e.g. dans le cas des migrations diurnes), et on doit également tenir compte de la question de l'échelle.

La distribution spatiale fournit également des informations permettant de considérer les populations sous l'angle du paysage écologique. La fragmentation des populations peut par exemple être prise en considération et les applications de l'écologie fractale pourraient être particulièrement utiles dans ce contexte (Sugihara et May 1990; Turner *et al.* 1999; Azovsky *et al.* 2000).

E. Reproduction

Dans des conditions favorables, la reproduction est généralement plus fructueuse, étant donné que les parents (qui sont en meilleure condition) donnent naissance à un plus grand nombre de rejetons et que la survie de la progéniture est accrue. Diverses formes de compensation peuvent cependant fausser ce rapport, surtout dans le cas des espèces qui ont une longue durée de vie et peuvent choisir de retarder leur reproduction, même dans des conditions favorables. La reproduction est généralement mesurée en fonction de son efficacité ou de son succès par unité de temps, e.g. par année (Begon *et al.*, 1990).

F. Mortalité

Tout comme le taux de reproduction et de migration de la population, le taux de mortalité détermine l'abondance de la population. Les taux de mortalité sont difficiles à mesurer directement, et il s'agit le plus souvent d'estimations fondées sur la différence entre les nombres réels et les nombres prévus en fonction de la reproduction (les taux d'immigration et d'émigration étant considérés comme négligeables). Les indicateurs de cette propriété ne seront donc pas considérés.

G. Structure d'âge

La structure d'âge d'une population est le résultat des conditions actuelles et antérieures. L'étude de la structure d'âge fournit des renseignements plus détaillés que de simples mesures de l'abondance, et permet l'intégration de la fécondité et de la mortalité sur une certaine période de temps. Même si l'on retrouve généralement une importante variation naturelle entre les sites, les données recueillies pour un site déterminé fournissent des renseignements sur la croissance de la population. Des changements majeurs dans la structure d'âge ou de taille (courbes de l'abondance en fonction de l'âge ou de l'abondance en fonction de la taille) pourraient indiquer que les conditions de l'habitat d'une population évoluent (e.g. s'il n'y a aucun nouvel arrivant ou si le nombre d'adultes à maturité diminue). La distribution ne révèle pas la cause particulière des changements, mais peut fournir des indices sur les points où le cycle de vie présente des problèmes, et sur leurs causes.

H. Diversité génétique

L'un des éléments de la diversité biologique est la diversité génétique au sein des populations et entre les populations, soit la diversité au sein des espèces (voir l'annexe 1). Les déterminants de la diversité génétique sont la sélection naturelle, la taille effective de la population ($N_e$) et l'importance de l'échange génétique. La diversité génétique peut être étudiée à l'aide d'une analyse génétique ou évaluée à partir des données sur les déterminants génétiques comme $N_e$. Le niveau d'hétérozygosité (H) permet de mesurer la diversité génétique d'une population. Un faible taux d'hétérozygosité peut par exemple indiquer une dépression consanguine découlant de la taille réduite de la population effective ou, si la population est importante, la présence d'un goulot d'étranglement qu'a connu la population dans le passé au plan de sa taille. Une dépression consanguine est généralement associée à un succès reproducteur restreint et à une incapacité à s'adapter aux changements environnementaux. Par contre, s'il y a soudainement un mélange de populations qui n'avaient auparavant que des contacts très réduits ou nuls, des croisements hétérogènes peuvent se réaliser et entraîner la perte des adaptations d'une population à l'égard de son environnement local.

Il n'est pas facile de mesurer la diversité génétique, et ce travail est coûteux au plan du matériel et des heures-personnes. Avec le temps, les méthodes pourront être de plus en plus appliquées et devenir accessibles pour être utilisées dans les programmes de surveillance. Les meilleurs résultats sur la diversité génétique sont obtenus lorsqu'il existe des données génétiques et des données sur les facteurs qui modifient la diversité génétique.

### 3.2.3. Niveau de la communauté

Une communauté écologique se définit comme une association d'organismes qui sont présents dans un environnement donné, c'est-à-dire un groupe d'espèces adaptées à un biotope particulier. Ce terme est cependant souvent utilisé pour décrire les espèces d'un groupe particulier qui intéresse l'observateur, par exemple un groupe taxonomique élargi comme les poissons, le zooplancton ou le zoobenthos (Cairns *et al.*, 1993), qui n'appartient pas nécessairement au même biotope. Dans le présent contexte, nous utilisons la première définition et appelons communauté l'ensemble des (sous-) populations qui habitent dans un biotope caractéristique, la communauté benthique en l'occurrence. Pour des raisons d'ordre pratique, la communauté peut parfois être divisée, par exemple en communautés de la méiofaune et de la macrofaune.

Pour décrire une communauté, les propriétés couramment utilisées sont sa biomasse, sa productivité, sa diversité, sa dominance et sa composition (Begon *et al.*, 1990). Ces propriétés découlent directement de l'assemblage des populations, c'est-à-dire des populations qui sont présentes dans une région donnée, de leur nombre et de leurs proportions. Les communautés sont moins bien définies que les individus et les populations, et c'est pourquoi les propriétés des communautés sont généralement indiquées en fonction d'une unité de surface.

Tel qu'indiqué, pour travailler au niveau d'une communauté, il faut tenir compte de l'ensemble de l'espèce. Même si les espèces en elles-mêmes peuvent être des indicateurs importants lorsqu'il s'agit d'espèces « clés » (Mills *et al.*, 1993), d'espèces « parapluies » ou d'espèces « phares » (Simberloff, 1998), les approches plurispécifiques sont recommandées pour les évaluations environnementales générales (Cairns, 1986; Wilson, 1994; Smiley *et al.*, 1998).

A. Biomasse

La biomasse est la masse d'organismes par unité de surface ou, en d'autres termes, la récolte sur pied par unité de surface. Une mesure de la biomasse de la communauté donne avec le temps un indicateur brut de l'évolution de la communauté, étant donné qu'un changement dans le nombre ou la taille des organismes se reflétera vraisemblablement au plan de la biomasse totale de la communauté, du moins si le changement est suffisamment substantiel. Les estimations de la biomasse peuvent être utiles lorsqu'elles sont associées à d'autres paramètres, mais elles sont rarement utilisées seules en raison de leur nature rudimentaire. Au niveau de la communauté, la biomasse est probablement plus intéressante pour mesurer des espèces ou des groupes particuliers, et elle peut contribuer à l'analyse de la composition de la communauté (voir plus loin). La biomasse de phytoplancton, par exemple, a été utilisée en vue d'évaluer les conditions trophiques (voir le niveau biologique de l'écosystème). La biomasse est généralement exprimée en termes de matière organique sèche (e.g. $g/m^2$ ou $g/m^3$) ou d'énergie (e.g. $joules/m^2$).

B. Productivité

La productivité totale de la communauté est le taux de production de biomasse par unité de surface (production nette). Comme la biomasse, elle peut servir d'indicateur brut, mais est plus utile lorsqu'elle est associée à d'autres paramètres. Si elle est mesurée comme changement de la biomasse en fonction du temps, la productivité peut être gravement sous-estimée. Cela se

produit par exemple lorsque la production primaire est consommée au même rythme où elle est produite, c'est-à-dire lors des périodes intenses de broutage (Bourgeois, 1996). Les mesures prises au laboratoire peuvent donc être préférables, notamment les mesures de la productivité primaire d'un échantillon d'eau de mer, dans des conditions standard, ou les mesures de la productivité secondaire fondées sur la reproduction des femelles, le recrutement ou le taux de croissance des jeunes. La productivité est généralement exprimée en fonction de la matière organique sèche ou humide (e.g. g/m²/saison ou g/m³/année) ou de l'énergie (e.g. joules/m²/jour).

C. Diversité

La diversité porte sur la question du nombre d'espèces présentes et de leur abondance relative. Elle peut être mesurée de diverses façons, depuis un simple dénombrement des espèces (nombre d'espèces = richesse spécifique) jusqu'à divers indices associant de façon variée le nombre d'espèces et leur abondance (indice Shannon-Wiener, indice de diversité de Warwick, etc.). Ces indices ne tiennent pas compte de l'identité des espèces, et une espèce peut ainsi en remplacer une autre (avec la même abondance) sans que la valeur de l'indice soit modifiée. Dans la majorité des cas, par contre, la valeur de l'indice évolue si des espèces apparaissent ou disparaissent, et si l'abondance des espèces se modifie.

Il a souvent été pris pour acquis qu'une dégradation de l'environnement est suivie d'une diminution de la diversité des espèces. La théorie de la détresse écosystémique d'Odum prévoit que la diversité devrait décliner après des impacts (sauf si le système présentait au départ un nombre restreint d'espèces, qui peuvent alors se multiplier). Ce principe a été vérifié dans bien des cas, mais pas toujours. En outre, les indices sur la diversité des espèces (ou, de façon plus générale, les mesures à une variable) ne sont pas toujours sensibles aux impacts ayant une incidence faible ou modérée (Warwick et Clarke, 1993, 1995).

La diversité trophique tient compte du nombre de niveaux trophiques et, à certains moments, de leur proportion relative. Cette propriété est généralement prise en compte lors des travaux au niveau de l'écosystème, mais elle peut également être utile au niveau de la communauté. D'autres détails sont donnés au niveau de l'écosystème.

D. Dominance

La distribution des populations spécifiques dans une communauté est en rapport avec les niches écologiques. Lorsqu'un habitat se dégrade, la partie des ressources dont profitait chaque espèce sera modifiée en fonction du niveau de tolérance de l'espèce, et l'équilibre entre les diverses composantes sera modifié. Certaines espèces, souvent à stratégie r (espèces opportunistes à reproduction rapide) (Odum, 1985) et ayant une durée de vie courte (Rapport et Whitford, 1999), ont plus de succès et, de façon générale, leur dominance tend à s'accroître (Odum, 1985). L'une des façons de déceler le changement dans une communauté est d'examiner la distribution de fréquence des espèces, souvent représentée à l'aide de courbes de rang-abondance. Parmi ces courbes, la courbe cumulative appelée courbe de dominance K (voir la section 6.4.3) est souvent utilisée pour déceler la détérioration des communautés benthiques marines.

E. Composition

La composition spécifique évolue en réaction aux changements environnementaux. Le déclin et l'extinction possible d'espèces occupant un habitat spécialisé (Odum, 1985) et l'invasion d'espèces exotiques (Rapport et Whitford, 1999) sont des indicateurs de stress, et ces processus ainsi que d'autres moins apparents peuvent être analysés en examinant l'ensemble des espèces et leur abondance étant donné que l'analyse de la composition spécifique tient compte à la fois de l'identité des espèces et de leur abondance relative (en nombre ou biomasse). L'analyse de la composition peut donc être un outil très puissant et sensible pour l'analyse des réactions complexes d'une communauté à des agents stresseurs complexes.

Les méthodes à plusieurs variables comme les méthodes d'ordination et de classification sont utilisées comme instruments d'analyse. Les méthodes d'ordination sont fondées sur des matrices de (dis)similarité en vue de préciser les relations entre chaque paire d'échantillons (Smith *et al.*, 1988). Par exemple, des paires d'échantillons comportant les mêmes espèces selon une abondance approximativement égale présentent une similarité élevée et une faible dissimilarité (dissimilarité zéro quand les échantillons sont identiques). Si les échantillons n'ont aucune espèce en commun, la dissimilarité est de un. Signalons que la courbe de dissimilarité s'accroît de plus en plus lentement lorsque les échantillons sont de plus en plus différents. L'analyse de la composante principale, l'analyse de correspondance sans tendance, l'analyse de correspondance canonique et la barémisation multidimensionnelle non métrique sont des exemples de techniques d'ordination.

Les méthodes de classification font appel au regroupement d'échantillons semblables dans des groupes hiérarchiques, comme le font les classifications taxonomiques dans lesquelles les espèces semblables sont regroupées en genres, les genres semblables en familles, etc. La classification est souvent représentée à l'aide d'arborescences. Lorsque l'ordination présuppose que le changement se produit graduellement, le long d'un continuum, la classification est fondée sur la notion selon laquelle les communautés peuvent être divisées en unités relativement discrètes.

Les analyses à plusieurs variables peuvent permettre d'examiner et de déduire les causes d'un changement, par le biais de l'analyse parallèle des variables environnementales. On ne doit cependant pas oublier que ces études sont des corrélations plutôt que des analyses strictes de relations de cause à effet.

### 3.2.4. Niveau de l'écosystème – composante biologique

Le niveau supérieur d'organisation peut être décrit comme un groupe de communautés interreliées, ici désigné comme le niveau de l'écosystème. À ce niveau, nous retenons les aspects traitant des structures trophiques et des transferts énergétiques, alors que les cycles des nutriments sont compris dans la composante chimique de l'écosystème. Les paramètres utiles sont la biomasse et la productivité trophiques, de même que la diversité, la structure et la composition trophiques (divers groupes fonctionnels et leur abondance relative). De plus, les espèces du niveau trophique supérieur peuvent servir d'indicateurs des changements à grande échelle.

A. Productivité et biomasse trophique

La biomasse trophique est la « récolte sur pied » distribuée sur les divers niveaux trophiques. La productivité trophique indique l'importance de la production de chaque niveau trophique par unité de temps. De nombreuses données indiquent que les changements importants dans la productivité de certains niveaux trophiques sont en rapport avec des problèmes environnementaux (Schindler, 1987). Comme il est très difficile de réaliser la mesure de la productivité à tous les niveaux trophiques, un sous-ensemble de niveaux peut être utilisé, par exemple des mesures de la production primaire (qui est à la base de la production aux niveaux plus élevés).

Certaines tendances générales touchant la biomasse et la production d'un écosystème peuvent être prévues après un stress (Odum, 1985). La respiration générale tend à s'accroître au cours d'un stress, ce qui entraîne une augmentation du taux respiratoire par unité de biomasse (tableau 1). Le rapport production/respiration qui tend vers l'équilibre ($P/R = 1$) dans les écosystèmes non perturbés est déséquilibré par le stress ($P/R > \text{ou} < 1$). Le rapport entre la production et la biomasse s'accroît. En outre, la modification du « métabolisme » peut entraîner une augmentation de la production primaire non utilisée ou exportée (Odum, 1985), c'est-à-dire une utilisation moins efficace des ressources. On peut également constater une dépendance accrue à l'égard de l'énergie auxiliaire ou externe, ce qui fait que dans l'ensemble, le système devient plus ouvert en ce sens que les intrants et les extrants du système deviennent plus importants (voir le tableau 1).

B. Diversité trophique

La diversité trophique est le nombre de niveaux trophiques dans un système, compte tenu dans certains cas de leur abondance relative. Dans les systèmes perturbés, le nombre de niveaux trophiques diminue généralement, c'est-à-dire que les chaînes alimentaires se raccourcissent (Odum, 1985). Ce phénomène peut s'expliquer par une réduction du transfert d'énergie dans les niveaux trophiques supérieurs ou par une sensibilité accrue des prédateurs au stress (voir les prédateurs supérieurs).

C. Structure et composition trophique

On peut étudier la contribution relative des divers niveaux ou des divers groupes au sein des niveaux trophiques, par exemple dans le cas des guildes alimentaires, comme la relation entre les limivores et les suspensivores, ou les carnivores et les omnivores.

La contribution relative des taxons qui sont sensibles ou non à la pollution, ou tout simplement l'abondance des taxons sous l'interface eau-sédiment, peut également être étudiée. Dans ce dernier cas, un nombre réduit de taxons serait attendu dans un environnement désoxygéné ou pollué (Weisberg *et al.*, 1997). Ces analyses sont souvent réalisées au niveau de la communauté, et leurs applications ne sont donc pas limitées au niveau de l'écosystème. Néanmoins, nous plaçons ces propriétés ici, au niveau de l'écosystème, étant donné que les considérations relatives aux guildes et aux réseaux alimentaires sont généralement étudiées dans « l'écologie de l'écosystème ».

D. Prédateurs supérieurs

Les paramètres se rapportant aux prédateurs supérieurs peuvent révéler la transformation d'un écosystème étant donné qu'ils ont une portée élargie et qu'ils intègrent les changements survenus aux niveaux trophiques inférieurs. Ils sont aussi très sensibles aux contaminants toxiques, qui sont amplifiés biologiquement au fur et à mesure de leur passage dans le réseau alimentaire. Comme ces processus sont longs, il faut également un certain temps avant que des effets apparaissent au niveau des prédateurs supérieurs. Les groupes taxonomiques qui comprennent des prédateurs supérieurs sont les poissons, les oiseaux et les mammifères.

Les propriétés pertinentes au niveau de la population des prédateurs supérieurs sont la biomasse, la productivité, l'abondance, la distribution, la reproduction, la mortalité et la structure d'âge. Comme il est plus utile de déceler un effet avant qu'il n'endommage de façon importante la population des prédateurs supérieurs, les propriétés au niveau de l'individu jouent également un rôle utile (e.g. fréquence des maladies et comportements). Ainsi, même si nous cherchons à déterminer les effets au niveau de l'écosystème, les propriétés se situent en fait au niveau de l'individu et de la population, dans le cas cependant des prédateurs supérieurs.

3.2.5. Niveau de l'écosystème – composante chimique

La concentration de divers composés chimiques, naturels et xénobiotiques, joue un rôle primordial à ce niveau. Le terme propriété s'applique difficilement au niveau chimique, étant donné que nous ne traitons plus d'entités biologiques. À ce niveau, ce sont les propriétés qui jouent un rôle majeur dans les relations réciproques entre les organismes qui présentent un caractère important. Les paramètres de la qualité de l'eau se retrouvent ainsi dans cette section.

Les changements dans la concentration des produits chimiques naturels, et donc dans le cycle des nutriments, peuvent modifier l'ensemble de l'écosystème (e.g. eutrophisation). Les concentrations des contaminants peuvent également modifier les écosystèmes, et il importe d'en tenir compte ici. À nouveau, ce niveau n'est séparé du niveau supérieur que pour des questions pratiques, étant donné que les processus du cycle des nutriments sont réalisés par le biotope, et les communautés de micro-organismes sont souvent négligées.

A. Nutriments

La concentration en nutriments majeurs, plus particulièrement l'azote et le phosphore, doit être suivie. Les mesures les plus simples portent sur la quantité de nutriments disponibles dans la colonne d'eau. Elles sont cependant très variables pendant une saison, et même sur des périodes de temps plus courtes. Pour les communautés benthiques, il peut être préférable de tenir compte de la quantité de nutriments dans le substrat ou dans les tissus des végétaux où la variation temporelle est réduite.

B. Cycle des nutriments

Il faudrait réaliser un travail considérable pour évaluer tous les liens dans un cycle, ce qui n'est pas réaliste en l'occurrence. Les données sur la productivité et la biomasse trophique peuvent permettre d'établir des estimations approximatives du rôle de certains agents essentiels dans le cycle.

Certaines tendances sont à prévoir dans un écosystème perturbé touchant le cycle des nutriments (Odum, 1985). Le renouvellement des nutriments devrait s'accroître alors que le cycle interne a tendance à diminuer. La diminution du cycle interne a également été décrite comme une augmentation du transport horizontal et une diminution du transport vertical, ce qui peut mener à une perte de nutriments, et donc à une « fuite » dans le système (tableau 1).

C. Contaminants

Même s'il ne s'agit pas d'un paramètre au sens strict, les concentrations de contaminants dans l'environnement sont devenues une mesure importante. Dans ce contexte, les contaminants représentent des substances toxiques naturelles ou synthétiques qui ont été libérées dans l'environnement par l'activité humaine (Vandermeulen, 1998). Parmi les plus importantes, signalons les métaux lourds, les composés organochlorés (notamment les dioxines et les BPC), les HAP et les organo-étains. Ces composés peuvent être mesurés dans l'eau, les sédiments ou les tissus des organismes. Cette dernière mesure porte sur la concentration tissulaire d'un agent stresseur particulier dans un organisme biologique. Il s'agit de l'expression d'une exposition ou d'une pression, étant donné que l'accumulation biologique est en corrélation avec l'importance de l'agent stresseur dans l'environnement (sans nécessairement indiquer si cela entraîne un stress pour l'organisme en cause). Cette mesure est précieuse, étant donné qu'elle permet un dépistage à des concentrations plus faibles que les mesures directes, qu'elle porte sur la partie biologiquement active d'un polluant et qu'elle l'intègre avec le temps, ce qui tient compte des concentrations de pointe périodiques de contaminants qui pourraient être difficiles à surveiller autrement (Depledge et Hopkin, 1995).

### 3.2.6. Niveau de l'écosystème – composante physique

L'écosystème physique est le milieu qui abrite une communauté ou un écosystème, c'est-à-dire le paysage, le fond marin et les structures biogéniques. Comme dans le cas du niveau chimique, les paramètres de ce niveau présentent également une nature différente de celle des niveaux biologiques. Les paramètres retenus pour l'habitat fournissent le cadre général de la vie aquatique et peuvent être décrits à l'aide de descripteurs à grande échelle ou à petite échelle. Parmi les paramètres pertinents, signalons la structure du substrat, la sédimentation, la température, la turbidité, la salinité, les courants et les autres mesures hydrographiques. De toute évidence, certaines perturbations de l'écosystème sont visibles à ce niveau, mais les changements dans la structure physique ne permettent pas toujours de prévoir de façon fiable les réponses biologiques. Les paramètres sont donc souvent (mais pas toujours) mesurés à titre de variables de fond et de variables environnementales, qui contribuent à confirmer l'interprétation des paramètres biologiques.

**Tableau 1**. Symptômes de détresse écosystémique, tirés principalement d'Odum (1985) (points 1-18) et pour certains points de Rapport *et al.* (1985, 1998) et de Rapport et Whitford (1999) (*« tendances additionnelles »*). Les tendances sont organisées selon le modèle d'Odum (1985), alors que les lettres après chacune se rapportent à notre hiérarchie organisationnelle. Les niveaux de la composante biologique de l'écosystéme soit l'individu, la population, la communauté, et l'écosystème, ainsi que la composante chimique sont indiqués par les lettres i, p, c, e, et ch, respectivement. Un bon nombre des tendances sont interreliées, l'une évoquant l'autre.

| **Rubriques d'Odum** | **Tendances prévues dans les écosystèmes soumis à un stress** |
|---|---|
| Énergétique : | 1. La respiration de la communauté augmente (e) |
| | 2. Le rapport production/respiration (P/R) est déséquilibré (> ou < 1) (e) |
| | 3. Les rapports production/biomasse (P/B) et maintien/biomasse (S/B) s'accroissent (maintien = production/respiration) (e) |
| | 4. L'importance de l'énergie auxiliaire s'accroît (e) |
| | 5. La production primaire exportée ou non utilisée s'accroît (e) |
| Cycle des nutriments : | 6. Le renouvellement des nutriments s'accroît (ch) |
| | 7. Le transport horizontal s'accroît et le cycle vertical diminue (ch) |
| | 8. La perte de nutriments s'accroît (ch) |
| Structure de la communauté : | 9. La proportion des espèces à stratégie r s'accroît (c) |
| | 10. La taille des organismes diminue, les biotopes plus petits progressent (p, c) |
| | 11. La durée de vie des organismes ou de leurs parties (e.g. feuilles) diminue (i, p) |
| | 12. Les chaînes alimentaires diminuent (étant donné l'échange réduit d'énergie aux niveaux trophiques supérieurs et la sensibilité des prédateurs au stress) (e) |
| | 13a. La diversité des espèces s'accroît (si la diversité est faible à l'origine, l'inverse peut se produire) (c) |
| | 13b. La dominance s'accroît (c) |
| | 13c. La redondance des processus parallèles diminue en théorie (e) |
| | *Tendances additionnelles :* |
| | Les espèces à durée de vie courte accroissent leur dominance (c) |
| | Les espèces exotiques s'accroissent* (c) |
| | Extinction possible des habitats spécialisés (c) |
| | Prévalence accrue des maladies (i, p) |
| Tendances générales au niveau du système : | 14. L'écosystème devient plus ouvert (les intrants et les extrants de l'environnement deviennent plus importants) (e) |
| | 15. La tendance des stades de succession s'inverse (la succession revient aux stades antérieurs) (c) |
| | 16. L'efficacité de l'utilisation des ressources diminue (e) |
| | 17a. Le parasitisme et les autres interactions négatives s'accroissent (c, e) |
| | 17b. Le mutualisme et les autres interactions positives diminuent (c, e) |
| | 18. Hypothèse : Les propriétés fonctionnelles sont plus robustes que les propriétés structurelles, e.g. les espèces (voir Schindler, 1990) |
| | *Tendances additionnelles :* |
| | Perturbation des rythmes saisonniers (c, e) |

* La diversité réduite des espèces semble favoriser une invasion par des espèces exotiques (Stachowich *et al.*, 1999).

### 3.3. Syndrome de détresse d'Odum

Dans la section précédente, nous avons donné quelques exemples du syndrome de détresse écosystémique d'Odum. Nous expliquons brièvement ce syndrome au tableau 1, qui résume donc également, d'une certaine façon, la section précédente. Odum (1985) propose un certain nombre de tendances qui devraient se retrouver dans un écosystème soumis à un stress, à partir de sa théorie sur le développement des écosystèmes (Odum, 1969, 1971). Ce syndrome est fondé sur l'hypothèse selon laquelle les écosystèmes réagissent de façon prévisible lorsqu'ils sont soumis à un stress (Odum, 1985; Rapport *et al.*, 1985; Rapport et Whitford, 1999), ainsi que sur la notion selon laquelle les perturbations humaines entraînent une régression dans le stade de développement de l'écosystème. La documentation spécialisée confirme le développement des écosystèmes et bon nombre des tendances prévues (Wolff *et al.*, 1977; Schindler, 1987, 1990; Christensen, 1995; Rapport et Whitford, 1999).

Comme ces symptômes apparaissent généralement de façon relativement tardive pendant la dégradation, ils ne semblent pas permettre une surveillance intégrale. L'ajout de signaux d'alerte est donc nécessaire (Rapport *et al.*, 1985; Cairns *et al.*, 1993). Des tests de toxicité et des bioindicateurs pourraient faire partie des signaux d'alerte (Wells, 1999).

## 4. INDICATEURS ET POINTS DE REPÈRE

Dans un programme de surveillance, où les propriétés d'un écosystème affectées par une problématique identifiée doivent être suivies, nous devons être capables de mesurer ces propriétés. Dans cette optique, il est essentiel de les convertir en éléments facilement quantifiables, pouvant être enregistrés de façon fiable et répétée dans le temps et dans l'espace. Toutes les propriétés ne peuvent pas être aisément quantifiées, il est alors nécessaire de les traduire en indicateurs.

### 4.1. Définition d'un indicateur

Un indicateur est un outil d'information qui donne une image simplifiée d'une réalité complexe. En théorie, les indicateurs peuvent offrir un raccourci efficace pour obtenir de l'information sur l'état de santé et les tendances. Le recours à des méthodes fondées sur des indicateurs peut comporter un risque de simplification excessive mais leur efficacité en temps et en ressources présente un potentiel précieux. De façon générale, un compromis s'établit entre le caractère opérationnel d'un indicateur et la puissance de son énoncé. Dans le contexte d'une approche holistique, aucun indicateur considéré isolément ne peut fournir l'information suffisante pour effectuer une évaluation.

Selon une définition généralement acceptée, un indicateur est « *une statistique ou un paramètre qui, surveillé dans le temps, fournit de l'information sur l'évolution de la condition d'une entité et a une portée qui va au-delà de celle associée aux propriétés de la statistique elle-même* » (Neimanis et Kerr, 1996). Selon le choix, le paramètre peut être suivi dans l'espace (i.e. comparaisons entre des sites) plutôt que dans le temps. En outre, une connaissance approfondie du comportement d'un indicateur dans une gamme de circonstances particulières peut permettre la détermination de points de repère (e.g. la condition physique minimale d'un individu nécessaire à la reproduction).

Les indicateurs sont utilisés à des niveaux et pour des objectifs si diversifiés qu'une terminologie détaillée a été élaborée en vue d'une communication claire. L'une de ces terminologies est dérivée du modèle pression - état - réponse (modèle PER), un des modèles les plus largement utilisés. Celui-çi présente une boucle cyclique de rétroaction : pression sur l'environnement par les activités humaines, changements dans l'état de l'environnement et réponse sociale aux changements (Anon., 1997; OECD, 1993), produisant par rétroaction une nouvelle forme de pression. Les indicateurs se rapportant à chacune de ces catégories sont les indicateurs de pression, d'état et de réponse, respectivement. Le présent document met l'accent sur les indicateurs d'état et de pressions infligées à la communauté biologique. La réponse sociale ne fait pas partie intégrante du programme de QMM, étant plutôt prise en compte dans le cadre du programme de Gestion intégrée.

Cairns *et al.* (1993) proposent d'inclure trois types généraux d'indicateurs dans un programme de surveillance afin d'établir une approche de gestion complète et structurée. Ce sont les indicateurs de conformité, de diagnostique et d'alerte. Les *indicateurs de conformité* sont choisis pour mesurer l'état général de l'écosystème par rapport à des objectifs préétablis. Les prises par unité d'effort par exemple, peuvent être un indicateur de conformité relié à un objectif de productivité. Les indicateurs de conformité constituent généralement la partie la plus importante d'un programme de surveillance. Les *indicateurs de diagnostique* doivent permettre d'isoler les effets particuliers de stress révélés par les indicateurs de conformité. Par exemple, la structure d'âge peut être un indicateur de diagnostique lors d'un changement de prises par unité d'effort, révélant un impact sur une classe d'âge spécifique. Les indicateurs de diagnostique peuvent également être des mesures chimiques ou physiques, qui sont interprétées en fonction des changements biologiques. Étant donné qu'il peut être impossible de déterminer les causes d'un changement en rétrospective, il est nécessaire de mesurer simultanément certains paramètres de base. Ces mesures pourront par la suite servir d'indicateurs de diagnostique. Les *indicateurs d'alerte* doivent permettre de prévoir une non-conformité aux objectifs avant qu'elle n'apparaisse au niveau des indicateurs de conformité. Ces indicateurs nous informent de changements subtils ou sub-létals (ex. : changement d'une activité enzymatique ou d'un comportement). L'adoption de quelques-uns de ces indicateurs dans un programme de surveillance permet une gestion par anticipation plutôt que par réaction.

### 4.2. Critères pour les indicateurs

Il y a un certain nombre de critères auxquels un indicateur idéal devrait répondre (tableau 2). Pour les indicateurs qui sont des espèces ou autres taxons, des critères additionnels ont été proposés (tableau 2). Il est peu probable que des indicateurs correspondant à tous les critères indiqués soient trouvés, toutefois certains critères sont absolument essentiels, comme la validité scientifique et la sensibilité au changement. Certains critères sont opposés l'un à l'autre, par exemple les indicateurs très sensibles aux changements souvent varient à l'intérieur d'une plage limitée et ne peuvent évidemment pas remplir le critère d'application étendue. Il est à signaler que l'importance d'un critère change avec le type d'indicateur, soit de conformité, de diagnostique ou d'alerte. On doit donc en tenir compte au moment d'évaluer la conformité des indicateurs aux critères. Les critères figurant au tableau 2 devraient être suffisamment explicites et nous ne les décrirons pas de façon détaillée.

**Tableau 2.** Critères pour le choix des indicateurs.

| **Critères généraux**[1] | **Critères pour les indicateurs-taxons**[2] |
|---|---|
| *Propriété/attribut :* | *Renseignements de base :* |
| Validité scientifique | Taxonomie claire |
| Sensibilité au changement | Biologie et cycle vital connus |
| Représentatif du changement | Niveaux de tolérance connus |
| Application étendue | Relation avec les écosystèmes établie |
| Relié aux normes ou seuils | |
| Intégrateur | *Renseignements de localisation :* |
| | Distribution étendue |
| *Collecte des données :* | Mobilité limitée |
| Rentabilité | |
| Rapide à mesurer | *Caractéristiques de la niche et du cycle vital:* |
| Disponibilité des données (historiques et actuelles) | Avertisseur précoce et fonctionnel à différents niveaux de stress |
| Facile à mesurer | Tendances décelables |
| Reproductible | Variabilité faible |
| Indépendant de la personne qui échantillonne | Spécialisé |
| Simple à présenter | Facile à trouver et à mesurer |
| Collecte non destructive | |
| | *Autres :* |
| *Autres :* | Taxons représentant des objectifs multiples |
| Acceptation étendue | Utilisation de plusieurs taxons (mesures multivariées) |
| Signifiant pour les collectivités | |

[1]adapté de Cairns *et al.*, 1993; Nygaard *et al.*, 1999. [2]Tiré de Hilty et Merenlender, 2000.

### 4.3. Objectifs et points de repère pour les indicateurs

Pour que les indicateurs soient utiles et efficaces, ils doivent être associés à des objectifs et à des points de repère (valeurs seuils) particuliers (Cairns *et al.*, 1993). Ainsi, en fonction de la valeur de la mesure de l'indicateur, il est possible d'établir le besoin d'agir ou de ne pas agir. Les points de repère et les objectifs ne sont pas nécessairement les mêmes (fig. 3). L'objectif est le niveau souhaité pour un indicateur pour un site donné, tandis qu'un point de repère est une valeur seuil, intrinsèque à l'indicateur. Les objectifs peuvent donc varier et dépendent des aspirations sociales pour un site donné (exploité ou protégé), alors que les points de repère suivent l'indicateur. Par exemple, le niveau maximal de contaminants toléré par un organisme est un point de repère qui accompagne toujours l'indicateur (peut-être avec certaines variations biogéographiques ou reliées à l'âge). Dans une approche de précaution, il est souhaitable d'établir l'objectif bien en-dessous du point de repère, c'est-à-dire dans ce cas-çi à une concentration plus faible de contaminants.

L'objectif relié à un indicateur pour un site spécifique devrait respecter l'objectif écosystémique général établi à plus grande échelle. L'objectif général devrait être traduit en objectifs particuliers associés à chaque indicateur, dans chaque site (Jamieson *et al.*, 2001). Dans les faits ces objectifs peuvent rarement être déterminés avant le début du programme de surveillance parce que le système n'est pas suffisamment connu. Dans ce cas, les objectifs initiaux peuvent être établis en suivant le principe de précaution et être ajustés à une étape ultérieure. Selon la définition de la santé d'un écosystème énoncée précédemment, le niveau

de référence ultime est l'état vierge mais comme mentionné, l'objectif pour un site n'a pas nécessairement à être aussi stricte.

Définir les points de repère est une étape essentielle, même si elle est ardue. Plusieurs approches mènent à l'identification de valeurs seuil pour un indicateur : comparaison avec des données historiques ou avec des données provenant de sites comparables à l'état vierge ou des données obtenues à partir d'études sur le développement d'organismes, de populations ou de communautés. La dernière approche, par exemple, suggère des points repère pour la reproduction au niveau de l'individu et pour la limite viable d'une population au niveau de la population. Pour les niveaux organisationnels de l'écosystème les plus élevés, cette approche est cependant moins bien développée. Dans la section suivante, nous examinerons la possibilité d'utiliser la succession d'un écosystème pour y établir les points de repère.

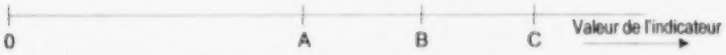


**Fig. 3.** Échelle d'un indicateur. A : point de repère, B : objectif, C : niveau de référence, idéalement condition à l'état vierge (adapté de Skjoldal, 1999).

### 4.4. L'étude de la succession pour définir les points de repère

Les tendances générales de la succession le long de gradients spatiaux et temporels ont déjà été démontrées pour des communautés benthiques (Pearson et Rosenberg, 1978). Ces auteurs ont montré des tendances générales dans l'abondance, le nombre d'espèces et la biomasse le long d'un gradient d'enrichissement organique dans le temps et dans l'espace (fig. 4). La succession peut être divisée en trois phases. Dans la première, une communauté d'espèces opportunistes s'établit, produisant un sommet dans la courbe d'abondance, pendant que la biomasse augmente quelque peu et que le nombre d'espèces reste faible. À l'étape suivante, le nombre d'opportunistes diminue et des espèces plus permanentes colonisent le milieu, ce qui entraîne une augmentation du nombre d'espèces et de la biomasse. Dans la troisième étape, le nombre d'espèces et la biomasse se stabilisent à un niveau légèrement inférieur, avec un nombre relativement faible d'individus (Pearson et Rosenberg, 1978). Les études plus récentes ont dans l'ensemble confirmé ces tendances (e.g. Desrosiers *et al.*, 1990; Lu et Wu, 1998, 2000; Newell *et al.*, 1998). Une autre étude confirme la notion selon laquelle un impact entraîne une régression dans la succession en montrant le retour cyclique d'un état pollué vers un état analogue à celui des sites témoins ou de la condition d'origine (Clarke et Warwick, 1998a).

Au niveau de l'écosystème, nos connaissances limitées nous empêchent peut-être de déterminer des points de repère, cependant un certain nombre de tendances équivalentes à une régression dans les stades de développement de l'écosystème sont prévues dans des écosystèmes soumis à des stress (Odum, 1985). Ces tendances sont fondées sur la théorie du développement de l'écosystème (Odum, 1969, 1971) et reposent sur la notion selon laquelle les perturbations humaines entraînent une régression dans le développement de l'écosystème. Plusieurs études appuient les notions de régression et des tendances attendues (Schindler, 1987, 1990; Christensen, 1995; Rapport et Whitford, 1999) mais beaucoup de travail est

encore nécessaire afin de mieux documenter les caractéristiques du développement et de la régression des écosystèmes.

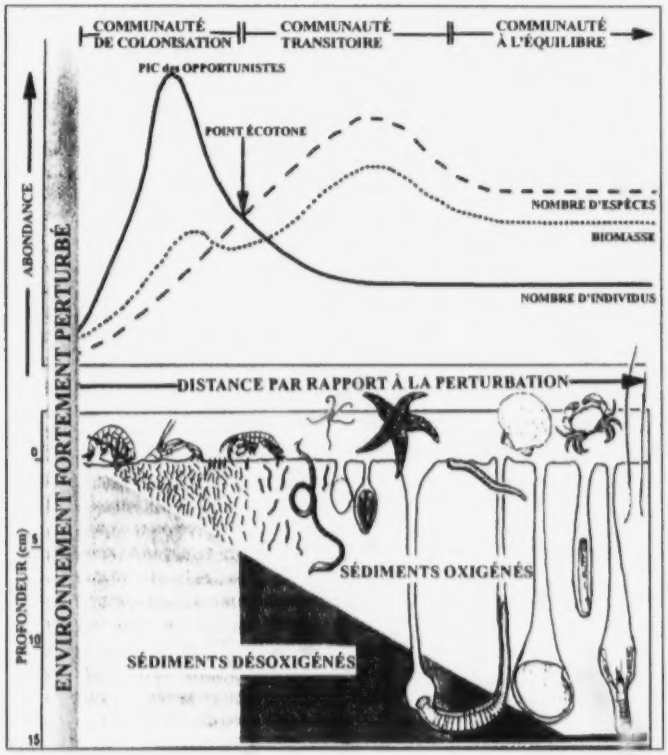


**Fig. 4.** Succession après un enrichissement organique, mesurée selon la distance par rapport à la perturbation (dans le temps ou l'espace) (tiré de Newell *et al.*, 1998, partie de leur figure 2, avec la permission du Groupe Taylor et Francis).

### 4.5. Le choix des indicateurs

Connaissant maintenant la terminologie des indicateurs et leurs critères de sélection, nous abordons l'étape suivante qui consiste à dresser une liste d'indicateurs.

Différentes méthodologies ont été mises au point pour aider à choisir des indicateurs, e.g. par Smiley *et al.* (1998), Hilty et Merenlender (2000) et Jamieson *et al.* (2001)[3]. « L'approche écosystémique à partir des problématiques principales » que nous proposons, intègre une bonne partie de ces méthodologies. Elle comprend les indicateurs de pression et d'état et permet de suivre les liens entre les problématiques majeures, les propriétés de l'écosystème et

[3] L'évaluation du risque (ou l'évaluation de la menace) constitue une approche de rechange ou complémentaire pour l'évaluation d'un écosystème (Suter, 1993) dans laquelle l'accent est mis sur les probabilités d'un impact. Cette approche a plus particulièrement été utilisée pour évaluer la santé des réseaux de lacs et rivières (Cook *et al.*, 1999; Jones *et al.*, 1999). Pour connaître une approche récente touchant l'évaluation des risques dans un espace multidimensionnel, voir Landis et McLaughlin (2000).

les indicateurs. Notre approche permet ainsi de garder une vue d'ensemble de l'écosystème tout au long du processus et de clarifier au fur et à mesure les priorités et les indicateurs.

Après avoir décidé, pour chaque niveau de l'écosystème, des propriétés que les indicateurs doivent réfléter, les étapes suivantes sont: 1) dresser la liste des indicateurs possibles, 2) déterminer dans quelle mesure ils répondent aux critères de sélection, 3) choisir les indicateurs qui correspondent au plus grand nombre de critères et 4) compléter la série choisie par des indicateurs répondant aux critères non satisfaits dans la première sélection.

## 5. APPLICATION DE L'APPROCHE À LA COMMUNAUTÉ À *MYA–MACOMA*

Dans la Région du Québec du MPO, les préoccupations des comités ZIP et des intervenants des initiatives de GI et de ZPM, de même que celles de la Protection de l'habitat du MPO, ont permis d'associer à la zone littorale un certain nombre de problématiques principales. Comme plusieurs de ces problématiques avaient lieu dans la communauté biologique peuplée par la mye commune *Mya arenaria*, cette dernière fut choisie comme première communauté en vue de la mise au point d'indicateurs de la santé de l'écosystème.

Dans ce chapitre nous appliquerons l'approche par problématiques principales présentée dans ce rapport (Fig. 2) et explorerons des indicateurs de santé de l'écosystème, pour la communauté à *Mya–Macoma*. D'abord, les problématiques principales pour cette communauté sont identifiées. Ces problématiques sont traitées une par une, à l'aide de l'approche pour arriver à proposer des indicateurs à tous les niveaux pertinents de l'écosystème. Le Tableau 1 sur les symptômes de stress de l'écosystème est utilisé au niveau de l'écosystème lui-même et, dans une certaine mesure, pour les autres niveaux. Les résultats de cet exercice sont présentés aux figures 6 à 9.

Les étapes suivantes, pour obtenir un ensemble d'indicateurs, consistent à vérifier les indicateurs par rapport aux critères, choisir les indicateurs répondant aux plus importants critères pour chaque niveau et finalement vérifier si la série doit comprendre des indicateurs complémentaires répondant à d'autres critères. Pour que l'approche soit complète, des points de repère devraient être établis pour chaque indicateur. Cependant cette étape, encore en développement, ne sera pas appliquée dans le présent rapport à la communauté à *Mya–Macoma*.

### 5.1. La communauté à *Mya–Macoma*

En plus de *Mya arenaria* et *Macoma balthica* la communauté, que nous nommons *Mya–Macoma* pour les besoins de ce rappot, abrite également un bon nombre de vers polychètes, par exemple *Nereis virens* et *Nephtys caeca*, ainsi que les gastéropodes *Hydrobia* sp., *Littorina* sp. et d'autres organismes. Une présentation généralisée et simplifiée du réseau alimentaire dont fait partie *Mya arenaria* est donnée à la fig. 5, où seuls les rapports entre *Mya* et ses proies et prédateurs sont indiqués.

*Mya arenaria* (la mye) est un bivalve de l'endofaune que l'on retrouve dans les zones intertidales et infralittorales, à une profondeur d'environ 10 m, dans l'estuaire et le golfe du

Saint-Laurent (Biorex, 1999a). Dans cette région, sa taille maximale est généralement d'environ 10 cm, même si des individus plus gros ont été observés (Hawkins, 1985). Le long de la Côte-Nord du Saint-Laurent, il lui faut de cinq à neuf ans pour atteindre sa taille commerciale de 51 mm (Lamoureux, 1975; Mercier *et al.*, 1978), avec certaines variations selon les régions. *Mya* est un filtreur qui se nourrit de phytoplancton (diatomées) et de zooplancton. Elle vit enfouie dans le substrat (de préférence du sable ou du sable boueux) à une profondeur de 15-25 cm (Gosselin, 1987).

Le cycle de vie de *M. arenaria* (Newell et Hidu, 1986) comprend une fécondation externe dans la colonne d'eau, suivie d'un stade larvaire planctonique. Après quelques semaines, la larve devient juvénile. Cependant, avant de s'établir, la mye juvénile est mobile, ce qui lui permet de choisir un lieu approprié pour s'enfouir dans le sédiment par la suite (dans une zone limitée). À ce stade, elle a une longueur d'environ 6 mm (Hawkins, 1985).

L'autre bivalve dominant, *Macoma balthica*, est également un filtreur de l'endofaune, qui se nourrit en surface lorsque la densité des particules en suspension dans l'eau est faible (Fish et Fish, 1996; Kube *et al.*, 1996). Il vit à quelques centimètres sous la surface du sédiment, et son siphon est déployé pendant l'alimentation. Dans la région du Saint-Laurent, il peut atteindre une longueur maximale de 17-19 mm (Harvey, 1990; Lavoie, 1970).

*Nereis virens* (arénicole ou néréide) s'enfouit dans la vase pendant le jour et en sort pour se nourrir la nuit. Il s'agit d'un détriticole omnivore qui se nourrit de détritus, d'algues et d'invertébrés (Fefer et Schettig, 1980). *Nephtys caeca* est un carnivore fouisseur qui se nourrit de mollusques, de crustacés et d'autres polychètes (Fish et Fish, 1996). *Hydrobia* est un déposivore de surface qui consomme des détritus, des diatomées et des bactéries (Fish et Fish, 1996), alors que *Littorina* est un herbivore qui se nourrit de micro-organismes et de détritus ainsi que de certaines algues vertes (Fish et Fish, 1996). Les deux gastéropodes font partie de l'épifaune.

Les prédateurs de *M. arenaria* sont notamment les crabes, les goélands, des oiseaux de rivage (*Numenius arquata*), des canards de mer, des némertiens (*Cerebratulis lacteus*) et des gastéropodes (*Lunatia heros*) (e.g. Emerson *et al.*, 1990; Rowell, 1992; Ambrose *et al.*, 1998). Certains poissons, par exemple la plie rouge (*Pseudopleuronectes americanus*), sont également des prédateurs des myes (Vaillancourt, 1982; Buckley, 1989). Généralement, les prédateurs ne dépendent pas uniquement de *M. arenaria* comme source de nourriture.

### 5.2. Principales problématiques associées à la communauté à *Mya–Macoma*

Dans l'estuaire maritime et le golfe du Saint-Laurent, la contamination, l'exploitation des ressources et la modification de l'habitat sont reconnues comme des activités humaines très préoccupantes (Centre Saint-Laurent, 1996; White et Johns 1997; Biorex, 1999a; Biorex, 1999b). Comme décrit dans les prochains paragraphes, les problématiques spécifiquement associées à la communauté à *Mya–Macoma* se rapportent à la pêche, à l'introduction de contaminants, aux modifications de l'habitat et au changement climatique.

A. La pêche

Les populations de *M. arenaria* sont exploitées au plan commercial et artisanal, et ces deux modes peuvent entraîner une exploitation excessive (Centre Saint-Laurent, 1996). La condition de ces communautés est souvent fondée exclusivement sur des évaluations de la condition de l'espèce *Mya arenaria*, même si la récolte des myes peut avoir des incidences non seulement sur *M. arenaria*, mais aussi sur d'autres espèces associées à la communauté.

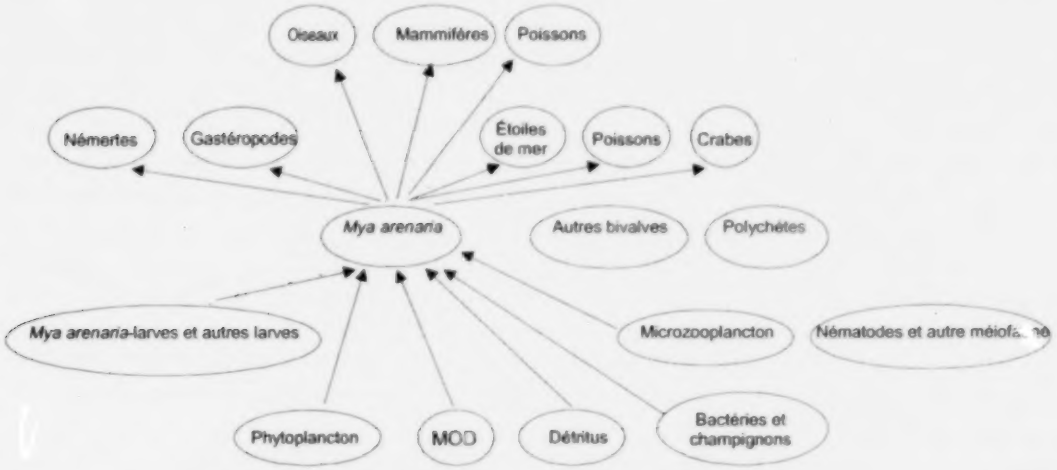


**Fig. 5.** Réseau alimentaire de *Mya arenaria*. De façon simplifiée, seules les relations entre *M. arenaria* adulte/juvénile et ses proies et prédateurs sont indiquées. MOD = matière organique dissoute. La figure est fondée principalement sur les données de Dame (1996).

Les effets directs de la récolte sont notamment la baisse de la densité et de la distribution du gisement. La distribution de la taille de la population de *M. arenaria*, est également modifiée étant donné que seuls les individus de 51 mm et plus sont prélevés. La pêche à la bêche transforme également l'environnement physique et l'interface eau-sédiment, au moins temporairement. En outre, l'opération endommage un certain nombre de myes (par la pénétration de la bêche dans le sédiment) et entraîne leur mort. De plus, d'autres myes sont amenées à la surface du sédiment et ainsi exposées à des risques importants de prédation, le temps qu'elles mettent à se réenfouir. Ce risque demeure par la suite, étant donné que les bivalves s'enfouissent moins profondément après l'extraction (Emerson *et al.*, 1990; Ambrose *et al.*, 1998; Smith *et al.*, 1999). En outre, la pêche à la bêche peut avoir des conséquences directes pour d'autres espèces de la communauté. Au niveau de l'individu, cette opération pourrait entraîner un niveau de stress plus important en raison des perturbations et du coût énergétique du réenfouissement, mais elle pourrait d'autre part réduire la concurrence intraspécifique pour l'espace et la nourriture.

Les effets au niveau de l'écosystème sont plus imprévisibles. L'exploitation excessive des myes réduit la disponibilité alimentaire pour les organismes situés plus haut dans la chaîne trophique, même si les prédateurs supérieurs comme les goélands peuvent profiter au début de

la récolte, comme l'indique le nombre d'oiseaux qui suivent les pêcheurs. L'utilisation de la bêche peut perturber les processus chimiques dans les couches sédimentaires en mélangeant les couches associées aux processus aérobies et anaérobies. L'effet le plus évident de l'exploitation de *Mya* se retrouve cependant au niveau de la population et de la communauté (fig. 6).

B. L'introduction de contaminants

Les contaminants constituent un autre problématique principale (Centre Saint-Laurent, 1996) (fig. 7). On peut les diviser en polluants organiques et inorganiques, qui proviennent principalement des eaux usées industrielles ou municipales (sources ponctuelles) ou de sources diffuses d'eaux usées ou d'eaux de ruissellement (e.g. agriculture et résidences privées). Les principales substances organiques sont les huiles, les pesticides et les eaux d'égout, notamment les contaminants microbiologiques. Les substances inorganiques qui dégradent l'environnement sont principalement les métaux lourds et les substances naturelles ou artificielles. En outre, la pollution génétique, c'est-à-dire l'introduction incontrollée dans l'environnement de nouveaux gènes dans le génome d'organismes qui n'en possédaient pas auparavant, joue un rôle de plus en plus important.

De nombreuses données indiquent qu'un grand nombre de ces contaminants ont des effets nuisibles sur les individus et que ces impacts peuvent entraîner des transformations majeures au niveau de la communauté et au niveau de l'écosystème (Centre Saint-Laurent, 1996). Les contaminants (e.g. BPC, HAP et métaux lourds) agissent au niveau de l'individu, puis de la population (e.g. abondance, croissance, reproduction et structure d'âge), ce qui modifie la structure de la communauté (Ward et Hutchings, 1996; Dauer *et al.*, 2000) et finit par modifier le fonctionnement de l'écosystème (Schindler, 1990). Au niveau chimique, les contaminants agissent directement sur les processus du cycle des nutriments, et la présence d'une quantité accrue de matières organiques provenant des eaux d'égout peut augmenter la consommation d'oxygène et, à nouveau, modifier le cycle des nutriments. Ces perturbations transforment l'environnement physique en modifiant la turbidité et la structure des sédiments.

C. Les modifications de l'habitat

Les modifications de l'habitat sont également une problématique importante. Ces modifications physiques surviennent par exemple suite à la construction de barrages et de diverses structures littorales (ports, routes, etc.), de l'utilisation des véhicules tout-terrain, des excavations et des glissements de terrain, ainsi que de phénomènes naturels comme les tempêtes et l'affouillement par les glaces. Nous nous concentrons ici sur l'effet des barrages (fig. 8), qui entraînent souvent une distribution plus uniforme des débits des rivières tout au long de l'année ou une réduction du débit. Ce phénomène a surtout des conséquences au printemps, au moment où un débit élevé produit normalement une augmentation de l'apport de nutriments, ce qui stimule la production primaire. Les barrages peuvent donc réduire la productivité et entraîner des changements au niveau des courants, de la sédimentation et de la salinité dans les régions littorales.

D. Le changement climatique

Enfin, le changement climatique peut modifier les conditions de base de la communauté, principalement la température de l'eau et les courants (fig. 9). Même si la tendance générale indique une augmentation de la température annuelle moyenne, il peut y avoir des diminutions

locales (Biorex, 1999a). *M. arenaria* tolère généralement très bien les changements de température, plus particulièrement dans la région intertidale où le régime quotidien de température varie énormément. Par contre, au moment de la reproduction, *M. arenaria* peut être sensible aux changements globaux de température, étant donné que la reproduction est induite par la température. À l'inverse, une modification des courants peut entraîner un changement des taux de sédimentation et une érosion, ce qui modifie l'environnement physique et influe sur la capacité de survie, de croissance et de reproduction des communautés biologiques en cause.

Prédire les effets du changement climatique n'est pas tâche facile. Il est très difficile de distinguer le changement climatique provoqué par des facteurs naturels et des facteurs anthropiques, et toutes les mesures prises se rapporteront nécessairement à une association des deux types de facteurs. En outre, il peut être difficile de prévoir dans quel sens va se manifester un changement attendu.

### 5.3. Indicateurs possibles dans la communauté à *Mya–Macoma*

Pour chacune des propriétés affectées par chacune des problématiques associées à la communauté à *Mya–Macoma*, et ce pour chaque niveau d'organisation de l'écosystème, des indicateurs sont proposés et présentés dans les figures 6 à 9 (chaque figure présente une des 4 problématiques identifiées). Ces indicateurs sont décrits ci-après, sous les titres correspondant aux propriétés affectées pour chaque niveau organisationnel de l'écosystème. Également, les informations ou données disponibles concernant l'utilisation d'un indicateur accompagnent les descriptions. Tous les indicateurs possibles n'ont naturellement pas été mentionnés. Lorsque des indicateurs particuliers sont indiqués, il s'agit des indicateurs qui ont été utilisés pour cette communauté et des communautés analogues.

La pression exercée par la pêche agit par la circulation (marche, VTT), par la collecte des myes et par la perturbation des sédiments causée par l'extraction des myes à la bêche et autres outils utilisés (e.g. drague hydraulique) (fig. 6). Les niveaux organisationnels principalement touchés par ces activités sont le niveau de la population et le niveau de la communauté, mais les niveaux de l'individu et de l'écosystème, et les dimensions chimique et physique sont également en cause.

Les polluants comprennent les composés organiques et inorganiques (fig. 7). Les effets de la pollution pourraient être importants à tous les niveaux organisationnels, mais les niveaux les plus bas devraient être priorisés de façon à limiter les dommages potentiels.

La modification la plus importante de l'habitat, à l'heure actuelle, est probablement la construction et la présence de barrages, mais il importe également de tenir compte des autres ouvrages (fig. 8). Les niveaux organisationnels importants touchés par cette problématique sont le niveau de la communauté et le niveau de l'écosystème et, dans une moindre mesure, les niveaux de l'individu et de la population.

La préoccupation principale concernant le changement climatique est l'augmentation de la température moyenne (fig. 9). Le changement climatique aura principalement des incidences

aux niveaux de la communauté et de l'écosystème, mais il peut être utile de l'étudier également aux niveaux de l'individu et de la population à titre d'indicateur d'alerte.

Les descriptions qui suivent intègrent les quatre problématiques étant donné qu'un bon nombre d'indicateurs sont les mêmes d'une problématique à l'autre, ce qui favorise un traitement intégré des indicateurs. Les indicateurs généraux figurent **en caractères gras**, alors que les indicateurs qui ont déjà été appliqués à la communauté à *Mya–Macoma* figurent en ***gras-italiques***.

5.3.1. Niveau de l'individu

Nous avons choisi *M. arenaria* comme espèce cible pour évaluer l'effet des différentes problématiques sur les propriétés relatives à l'individu. *M. arenaria* est parmi les espèces les plus abondantes de la communauté et de plus, son écologie est relativement bien connue (Hawkins, 1985; Newell et Hidu, 1986). En outre, la population de *M. arenaria* représente le seul organisme exploité dans la communauté. Si d'autres organismes de la communauté (par exemple l'autre espèce dominante *Macoma balthica* ou le polychète *Nereis*) sont cependant plus sensibles à l'égard d'une problématique donnée, ces organismes devraient être considérés.

A. Condition

Les indicateurs biochimiques, par exemple l'**activité enzymatique**, peuvent être très puissants à titre d'indicateurs d'alerte ou de conditions de stress. Ces indicateurs sont très spécifiques. Ils signalent les réactions immédiates d'un individu, mais n'indiquent pas nécessairement si la réaction entraîne des conséquences à long terme (notamment au plan du succès reproducteur). Ainsi, lorsqu'un indicateur d'alerte révèle un impact, on ignore souvent s'il y aura un impact sur les niveaux organisationnels plus élevés.

Lors d'une étude portant sur un déversement de pétrole expérimental, l'activité de l'enzyme ***glucose-6-phosphate-déshydrogénase*** (G-6-PD), qui joue un rôle important au plan physiologique, s'est accrue chez *Mya arenaria* (et *Mytilus edulis*). Cette activité accrue a persisté pendant au moins neuf semaines après le déversement, même après la diminution de la concentration d'hydrocarbures dans le sédiment, mais est revenue à la normale dix mois après le déversement (Gilfillan *et al.*, 1984). L'enzyme G-6-PD catalyse une réaction d'oxydoréduction qui joue un rôle important dans la synthèse de l'ADN et de l'ARN et dans le maintien de concentrations intracellulaires appropriées de NADPH. Cet enzyme pourrait donc réagir également à d'autres agents stresseurs. Les analyses enzymatiques sont relativement faciles et peu coûteuses à réaliser. Un échantillon est prélevé (un individu), et les analyses enzymatiques sont réalisées en laboratoire.

Une autre étude portant sur les organismes marins (Narbonne *et al.*, 1993) indique une inhibition de l'activité de l'***acétylcholine-esthérase*** en réaction à un gradient de pollution. Une contamination par des métaux a accru la lipoperoxydation, et une contamination par des BPC a induit l'activité d'enzymes de détoxification et de lipoperoxydation.

**Fig. 6.** Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des pêches. Ce schéma présente les propriétés affectées par cette problématique pour chaque niveau hiérarchique de l'écosystème. Les chiffres positionnés à droite des propriétés associent chacune d'elles aux indicateurs et aux points de repère inscrits en-dessous. ICM = indice de condition morphologique, Prof. d'enf = Profondeur d'enfouissement, CPUE = captures par unité d'effort, IDVM = indice de dispersion à variables multiples, IIBB = indice d'intégrité biologique benthique.

**Fig. 7.** Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des polluants. Ce schéma présente les propriétés affectées par cette problématique pour chaque niveau hiérarchique de l'écosystème. Les chiffres positionnés à droite des propriétés associent chacune d'elles aux indicateurs et aux points de repère inscrits en-dessous. ICM = indice de condition morphologique, CPUE = captures par unité d'effort, IDVM = indice de dispersion à variables multiples, IIBB = indice d'intégrité biologique benthique, Unités turb. néph.= unités de turbidité néphélémétrique.

**Fig. 8.** Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des modifications de l'habitat. Ce schéma présente les propriétés affectées par cette problématique pour chaque niveau hiérarchique de l'écosystème. Les chiffres positionnés à droite des propriétés associent chacune d'elles aux indicateurs et aux points de repère inscrits en-dessous. ICM = indice de condition morphologique, CPUE = captures par unité d'effort, IDVM = indice de dispersion à variables multiples, IIBB = indice d'intégrité biologique benthique, Unités turb. néph.= unités de turbidité néphélémétrique.

**Fig. 9.** Approche écosystémique appliquée à la communauté à *Mya–Macoma* considérant la problématique des changements climatiques. Ce schéma présente les propriétés affectées par cette problématique pour chaque niveau hiérarchique de l'écosystème. Les chiffres positionnés à droite des propriétés associent chacune d'elles aux indicateurs et aux points de repère inscrits en-dessous. ICM = indice de condition morphologique, CPUE = captures par unité d'effort, IDVM = indice de dispersion à variables multiples, IIBB = indice d'intégrité biologique benthique.

L'activité des enzymes ***oxydases à fonction mixte (OFM)*** est également reliée à la détoxification. Comme pour d'autres indicateurs enzymatiques, ces enzymes réagissent rapidement aux polluants, soit sur une période de un à trois jours. Cet indicateur a été largement utilisé pour déceler les impacts des polluants sur les poissons et, plus récemment, sur les moules (Hansen, 1995).

Hansen (1995) mentionne un certain nombre d'autres indicateurs au niveau interne d'un organisme, notamment des indicateurs de la **résistance immunologique** (phagocytose) des organismes. Une exposition à des pollutions peut entraîner une immunosuppression que l'on peut mesurer en examinant l'***activité phagocytaire***, c'est-à-dire la vitesse à laquelle les particules étrangères et les polluants qui y sont reliés sont digérés. Cet indicateur a plus particulièrement été utilisé avec les moules.

Un autre type d'indicateur de condition se rapporte aux **réserves corporelles** accumulées dans un organisme. Cet indicateur intègre les données recueillies sur une certaine période de temps et pour un éventail de facteurs (notamment les effets des polluants et de la variabilité environnementale naturelle). Comme une modification de la condition peut avoir bien des causes, il s'agit d'un indicateur qui n'est pas très spécifique mais qui peut fournir des renseignements généraux et valables au plan de l'intégration. Il peut ainsi révéler une situation préoccupante et suggérer d'approfondir l'analyse des problèmes.

Le poids des tissus par rapport à la taille de la coquille a souvent été utilisé à titre d'indicateur de condition. Cette mesure est donnée par l'***indice de condition morphométrique*** (ICM), qui est utile pour l'évaluation de la condition écophysiologique ou nutritionnelle des bivalves. L'ICM peut être calculé selon la formule ICM = poids sec sans la coquille/longueur$^3$ de la coquille (Bonsdorff et Wenne, 1989, pour *Macoma balthica*). D'autres chercheurs utilisent le volume de la cavité interne de la coquille plutôt que sa longueur (Dame, 1996). Une diminution de l'ICM apparaît au cours des périodes de stress environnemental (polluants, maladies, nourriture insuffisante). Cet indice dépend de la taille et il importe donc de comparer les divers sites à l'aide d'individus ayant la même taille (« bivalves standard ») (Bonsdorff et Wenne, 1989). En vue d'interpréter cet indice, il est donc également préférable de connaître la structure de la population. Il est recommandé d'attendre après la dépuration des mollusques (permettre aux mollusques d'éliminer les sédiments de leurs intestins) avant de mesurer ces indices (Hawkins et Rowell, 1987).

La ***teneur énergétique*** du tissu des bivalves, mesurée à l'aide d'une bombe calorimétrique, pourrait être un autre indicateur de condition (Crisp, 1984). Après une exposition à un stress, la croissance somatique ou l'effort reproducteur chez un individu devrait réagir, et si l'un ou l'autre de ces facteurs réagit, la condition nutritionnelle de l'individu se détériore (selon la condition de l'individu), et la teneur énergétique totale diminue en conséquence. D'autres indices de condition sont offerts par la teneur en glycogène et en lipides du tissu, voire par sa teneur en azote, mais ces données sont plus difficiles à recueillir.

La ***teneur en eau*** du tissu (dans son ensemble ou pour diverses parties, e.g. les muscles ou l'hépatopancréas) est plus facile à évaluer que la teneur énergétique, tout en permettant de recueillir des données semblables à propos de la condition d'un individu. La teneur en eau des

muscles et du foie s'est révélée un bon indicateur de condition chez la morue (Lambert et Dutil, 1997), pour laquelle la teneur en eau s'accroît lorsque les conditions deviennent plus difficiles.

Une mesure utile non destructive de la condition, qui révèle le potentiel immédiat de croissance, est le « ***potentiel de croissance*** » (PDC), qui doit être évalué en laboratoire. Le PDC représente l'énergie dont dispose un animal pour la production des gamètes et la production somatique, une fois comblés les besoins nécessaires à son maintien en vie. Cette mesure peut être exprimée par la formule : $PDC = EA - (R + U)$, où EA est l'énergie absorbée, R est la respiration et U est l'excrétion (ammoniac) (Bayne et Newell, 1983). Le potentiel de croissance chez les bivalves diminue lorsque la charge corporelle en substances toxiques s'accroît, et varie en fonction de l'évolution de la qualité du seston (Capuzzo, 1988). Pour que le PDC joue un rôle utile dans la surveillance des effets *in situ* de la pollution, les composantes physiologiques de l'individu doivent être suivies dans les 24 heures, c'est-à-dire avant son rétablissement (Capuzzo, 1988).

Un autre indicateur possible pour *M. arenaria* est la ***concentration de glycogène dans les gonades***. Les individus de *M. arenaria* qui ont été transplantés dans une zone polluée (hydrocarbures, BPC et métaux lourds (zinc et mercure) dans la baie des Anglais) présentaient une concentration réduite en glycogène et en lipides dans leurs gonades, et la membrane lysosomale des glandes digestives présentait une fragilité accrue (Pellerin-Massicotte *et al.*, 1993). Des études ont montré que les réserves en glycogène des gonades constituent un bon indicateur de la condition d'un individu (Pellerin-Massicotte *et al.*, 1989), étant donné que ces réserves diminuent dans des conditions défavorables. En outre, il s'agit d'une mesure relativement facile à réaliser.

Un autre indicateur intéressant est la ***stabilité évolutive*** (Clarke, 1995). Il s'agit de la capacité d'un organisme de résister aux perturbations environnementales et génétiques qui surviennent au cours du développement d'un phénotype déterminé au plan génétique. Dans des conditions optimales, la croissance s'effectue selon une voie déterminée au plan génétique, et les perturbations environnementales qui touchent les traits se rapportant au succès reproducteur sont contrées par des mécanismes de maintien. Lorsque le stress est trop important, les mécanismes de maintien sont moins efficaces, ce qui entraîne des différences au plan des phénotypes qui agissent sur le succès reproducteur. Le caractère morphologique qui doit être utilisé comme indicateur doit donc en tout premier lieu présenter une corrélation avec le succès reproducteur. Si un caractère est indépendant du succès reproducteur, une asymétrie associée au stress n'indique pas si l'individu est gravement touché par le stress. En outre, le caractère morphologique doit présenter une variabilité moyenne en rapport avec la variabilité environnementale. Si la variabilité est trop importante, les échantillons présenteront une quantité excessive de bruit et, si elle est trop faible, l'indicateur ne sera pas suffisamment sensible.

Une corrélation positive significative au plan statistique a été établie entre le niveau d'asymétrie des caractères morphologiques des invertébrés marins et la pollution industrielle (Clarke, 1993). Dans certains cas, des changements notables apparaissent avant toute modification des composantes directes du succès reproducteur (Clarke, 1995). La stabilité

évolutive offre des indicateurs non spécifiques, mais reste très sensible. Elle peut être effectuée de façon non destructrice, et est peu coûteuse et simple à réaliser. Clarke (1995) recommande donc la variation de la stabilité évolutive (e.g. asymétrie fluctuante) à titre d'indicateur général d'alerte pour les stress environnementaux. La taille de l'échantillon nécessaire pour réaliser l'analyse d'une population est d'au moins 30 individus (Clarke, 1995).

La forme des oreilles (lobe sur la coquille) du pétoncle d'Islande (*Chlamys islandica*) est vaguement reliée à la mortalité, même s'il existe un rapport positif entre la survie et l'asymétrie (taille des oreilles de la coquille supérieure par rapport aux oreilles de la coquille inférieure) (Fréchette *et al.*, 2000). Il reste à établir si le développement de la forme de l'oreille est reliée à des conditions environnementales.

B. Croissance

Le rapport entre la croissance, la circulation de l'eau et la perturbation des sédiments est complexe (Emerson, 1990). De façon générale, *M. arenaria* semble s'adapter relativement bien à des concentrations élevées de particules en suspension (par rapport à *Placopecten magellanicus*), même de moindre qualité (Bacon *et al.*, 1998; MacDonald *et al.*, 1998). Même si une augmentation de la concentration des particules peut provoquer une hausse des « possibilités de croissance » en raison de la disponibilité accrue de la nourriture (MacDonald *et al.*, 1998), une turbidité très élevée réduit la croissance de *M. arenaria* (Grant et Thorpe, 1991). Tous les impacts qui modifient la circulation de l'eau et la perturbation des sédiments pourraient donc agir sur la croissance. En outre, la présence de substances toxiques inhibe la croissance. Comme la croissance varie en fonction de la durée d'immersion, le recours à des échantillons provenant de la zone infralittorale pourrait simplifier l'interprétation des mesures de la croissance.

Le taux de croissance d'un individu peut être mesuré par la **croissance tissulaire**, qui permet d'évaluer l'évolution du poids du tissu sec. Le poids initial du tissu sec d'un individu ne peut évidemment pas être déterminé directement (méthode destructrice). Il faut plutôt mesurer la longueur initiale et finale de la coquille et le poids final du tissu sec, et calculer par la suite l'évolution du poids du tissu sec en estimant une régression longueur-poids obtenue auprès d'autres individus appartenant à la même population (Grant et Thorpe, 1991). Dans des conditions naturelles, ces méthodes nécessitent le recours à des échantillons marqués.

Le taux de croissance d'un individu est souvent estimé par un examen de la ***croissance de la coquille***. Signalons cependant que la croissance de la coquille est associée à la consommation d'oxygène, et non pas nécessairement à la production de tissu (Lewis et Cerrato, 1997). Contrairement à la croissance tissulaire, la croissance de la coquille n'est jamais négative chez les bivalves, même dans des conditions défavorables. Cela signifie que les estimations de la croissance de la coquille peuvent surévaluer le taux de croissance tissulaire. Les « anneaux de croissance » sont produits lors des périodes pendant lesquelles la croissance de la coquille est suspendue, et ces anneaux sont souvent utilisés pour recueillir des données sur l'âge qui sont essentielles à l'estimation du taux de croissance, du recrutement et de la survie d'une population. Avec les anneaux de croissance, le recours à des individus marqués n'est pas nécessaire pour évaluer la croissance annuelle de la coquille d'un individu. On suppose alors

qu'un anneau apparaît chaque année (pendant l'hiver), même si des anneaux de croissance peuvent également être produits en fonction d'autres stress environnementaux défavorables (Kube *et al.*, 1996).

Une mesure beaucoup plus précise de la croissance des tissus mous chez les bivalves est le ***rapport ARN:ADN***. Cette mesure réagit rapidement aux changements de l'environnement et est également utilisée à titre d'indicateur du potentiel de croissance (Mayrand *et al.*, 1995). Ce rapport peut être mesuré pour le tissu dans son ensemble ou pour divers organes comme la glande digestive ou l'appareil branchial.

C. Capacité reproductrice

L'une des estimations du potentiel reproducteur d'un individu est **le rapport gonadosomtique**. Ce rapport est également relié à la condition de l'individu (voir plus haut) et peut être exprimé en fonction de l'évolution de l'indice de condition avant et après la ponte (Crisp, 1984). À l'inverse, il peut être mesuré directement en déterminant en laboratoire la production des femelles capturées immédiatement avant la ponte.

Certains traits importants du cycle biologique de *M. arenaria* varient de façon systématique en fonction de la latitude. Un indicateur possible des effets du changement climatique (et des changements associés au plan de la température) pourrait peut-être être déterminé à partir de ces traits. Il s'agit de la durée de la vie, de l'âge à la maturité, de la taille et de la densité des œufs, du taux de croissance et de la variation dans la mortalité juvénile (Appeldoorn, 1995). Par exemple, l'âge maximal dans la baie de Chesapeake est de cinq ans, contre plus de 20 ans à Terre-Neuve. Il existe cependant une variation importante et inexplicable reliée au site pour ces traits, même pour les mêmes latitudes, qui rend leur utilisation difficile en pratique. En outre, l'âge et la taille de *M. arenaria* à maturité dans les régions en cause semblent inconnus. Une étude réalisée dans la mer de Wadden a mis en rapport des hivers doux et un échec du recrutement de *M. arenaria* (Beukema, 1992). Le changement climatique pourrait donc avoir des effets analogues.

D. Comportement

Même si le comportement peut être un indicateur puissant d'alerte en laboratoire, son application est plus difficile sur le terrain. Un indicateur possible est cependant la ***profondeur d'enfouissement*** de *M. arenaria*. La profondeur normale d'enfouissement présente une corrélation avec la taille de l'individu. Après avoir été exposés par l'extraction à la bêche, des individus (longueur de 1 à 7 cm) vivant dans la vase se sont réenfouis à une profondeur moindre que des individus qui n'ont pas été perturbés (Emerson *et al.*, 1990). Les myes qui vivent dans le sable sont beaucoup moins touchées, étant donné qu'elles peuvent s'enfouir à nouveau plus rapidement et retrouver leur profondeur d'enfouissement normale après une exposition.

E. Maladies et parasites

La maladie réduit les chances de survie d'un individu et sa capacité de croissance, et comme une **fréquence des maladies** élevée est en corrélation avec la pollution, elle peut être un indicateur utile. Les signes externes de maladie peuvent être estimés assez facilement chez les

organismes plus gros, par exemple les néoplasmes (= tissus nouveaux ou ajoutés, généralement pathologiques).

Les conditions pathologiques ont été utilisées pour établir un « ***indice de gravité*** » des pathologies au niveau de la population, à l'aide d'une matrice des occurrences et des cooccurrences des conditions pathologiques (Lorda *et al.*, 1981). Les données sur l'incidence de cinq pathologies dans une population de *M. arenaria* (Saila *et al.*, 1979 *in* Lorda *et al.*, 1981; Walker *et al.*, 1981) ont été utilisées afin d'illustrer l'indice de gravité (Lorda *et al.*, 1981). Les cinq pathologies utilisées étaient les néoplasmes (tissu nouveau ou ajouté), l'hémocytose, l'hypoplasie (défaut de croissance), l'hyperplasie (croissance excessive) et la lipofuscine (pigment dans les cellules présentant une atrophie).

La **charge parasitaire** est un autre indicateur relié à la condition de l'individu. Une bonne condition permet une défense plus efficace contre les parasites, et une charge parasitaire réduite est donc attendue. Des analyses diagnostiques permettant de déceler et de quantifier la présence de parasites chez *M. arenaria* ont été élaborées pour les conditions qui prévalent dans l'Atlantique (McGladdery *et al.*, 1993; McLaughlin et Faisal, 1999).

5.3.2. Niveau de la population

A. Biomasse

Les mesures de la biomasse donnent des indications brutes de la croissance de la population. La biomasse peut être mesurée d'après la masse sèche ou humide, avec ou sans la coquille (e.g. **g/m²**). La biomasse de *Mya* sur la Côte-Nord du Saint-Laurent varie généralement entre 0,14 et 1,5 kg/m², pour atteindre dans un seul lieu 3,1 kg/m² (masse humide comprenant la coquille). Ces données ont cependant été recueillies il y a plus de 25 ans (Procéan, 1995).

B. Productivité

Des mesures périodiques de la biomasse de *Mya* peuvent fournir des indications sur l'évolution de la productivité (e.g. **g/m²/année**). La productivité P a été estimée à l'aide de la formule : $P = \sum (N_t + N_{t+1})/2 \cdot \Delta w$, où $N_t$ exprime le nombre d'individus au temps t et w le poids (Crisp, 1984; Günther, 1992; Loo et Rosenberg, 1996). À l'inverse, la productivité peut être déterminée à l'aide de la structure d'âge, en tenant compte de la croissance spécifique à l'âge et de la mortalité (et de la reproduction) (Cranford *et al.*, 1985; Crisp, 1984). Afin de simplifier les estimations du poids, un rapport longueur-poids est parfois utilisé (déterminé à partir de quelques individus). L'utilisation de la biomasse en vue d'estimer la productivité doit cependant être interprétée de façon prudente, étant donné qu'une modification du taux de prédation de *Mya* pourrait brouiller le tableau.

Le rapport entre la production et la biomasse (P/B) peut également être établi et utilisé dans des comparaisons. Par exemple, le rapport P/B pour la population de *M. arenaria* dans les eaux suédoises a été établi à des valeurs variant entre 2,0 et 13,1 (Möller et Rosenberg, 1983), alors que le rapport P/B pour *M. arenaria* dans un détroit de la Nouvelle-Écosse était de 2,5 (Burke et Mann, 1974).

C. Abondance

Quand des estimations initiales de l'abondance ont été établies et que les objectifs ont été déterminés, les estimations ultérieures peuvent servir d'indicateurs de conformité. La densité de la population peut être estimée à l'aide d'un échantillonnage sur quadrat, notamment en comptant le nombre d'**individus par unité de surface** (extraction à la bêche) ou le nombre de trous de siphon par unité de surface. Le dénombrement des individus à l'aide du nombre de trous de siphon est attrayant parce qu'il est non destructeur, mais il semble difficile à réaliser en pratique (L. Provencher, observations personnelles). Une mesure indirecte de la densité pourrait être offerte par le nombre de ***captures par unité d'effort*** (CPUE). Cette mesure est plus facile à réaliser dans le cas de la pêche commerciale, alors qu'il n'y a à l'heure actuelle aucune surveillance de la pêche artisanale de *M. arenaria*.

La variation de l'abondance de la macrofaune dans les eaux plus profondes a été mise en rapport avec les variations périodiques (naturelles) du climat, ce qui entraîne une modification de la disponibilité des nutriments (Hagberg et Tunberg, 2000). Les estimations des valeurs de référence devraient chercher à tenir compte de ces variations. Nous ne connaissons aucune estimation de la taille de la population minimale viable pour *M. arenaria*.

D. Distribution (locale)

La surface ou le **nombre de mètres carrés** que couvre un banc de *Mya* est un paramètre essentiel, même pour la simple détermination de la surface pertinente à étudier. Après une détermination initiale de la taille d'un banc de *Mya*, tous les changements en fonction du temps peuvent servir d'indicateurs de conformité. Les (sous-) populations couvrent généralement moins de 1 km², mais des bancs ayant une superficie supérieure à 15 km² ont également été observés (Procéan, 1995).

La distribution spatiale d'un banc de *Mya* fait partie des autres facteurs sensibles aux changements de l'environnement physique. Selon Kube (1996), au cours d'une période de stratification thermique prolongée, les stocks situés à des profondeurs supérieures à 10 m étaient réduits de façon importante dû à l'épuisement de l'oxygène. Ainsi, il est nécessaire de connaître la distribution en rapport avec la profondeur de l'eau et les marées.

Les dimensions fractales de la distribution spatiale pourraient possiblement être utilisées comme un outil de suivi utilisant les photos aériennes et les GIS (Système d'information géographique) (Nelson, 1996), ou simplement pour mesurer l'hétérogénéité et la complexité spatiale (Kent et Wong, 1982, Seuront et Lagadeuc, 1997).

E. Reproduction

L'efficacité de la reproduction peut être estimée par le volume de la ponte, la densité des larves, l'établissement des larves sur le fond ou le recrutement (naissains). Ces paramètres sont très variables et sont sensibles à divers facteurs. La majorité d'entre eux sont difficiles à obtenir, ce qui restreint leur utilisation aux indicateurs diagnostiques, c'est-à-dire après que d'autres indicateurs ont donné des signaux d'alerte.

La ponte elle-même est sensible à la température. Un seuil de température pour la ponte d'environ 10 ou 12 °C a été signalé pour *M. arenaria* et *Macoma balthica* (références dans

Kube *et al.*, 1996). Après des hivers doux, un taux de reproduction plus faible a été observé (Kube, 1996). Ainsi, les changements de température peuvent modifier la ponte, notamment la **période de ponte**. Autour de la péninsule de la Manicouagan, la période de ponte commence vers la mi-mai et se poursuit jusqu'à la fin juin ou le milieu de juillet (Lamoureux, 1977). De façon générale, il n'y a pas de rapport bien établi entre le volume de la ponte et le succès de recrutement, ce qui rend difficile la prévision des conséquences d'une variabilité de la ponte.

La **densité des larves** dans le plancton a été mesurée par Günther (1992), et mise en rapport avec l'établissement sur le fond. Des échantillons ont été prélevés à l'aide d'un filet ayant un maillage de 125 µm (filet Apstein). La densité des larves en elle-même est très variable dans le temps et l'espace, et doit être mesurée à une période particulière de l'année. Elle est donc moins susceptible de représenter un bon indicateur de l'efficacité de la reproduction.

Même si elles sont fortement influencées par l'hydrographie locale et les sédiments, les larves de *Mya* s'installent de préférence dans des lieux où les conditions conviennent à la vie adulte. Donc, **l'établissement des larves** sur le fond (nombre par unité de surface) indique généralement des conditions d'habitat qui conviennent à *M. arenaria*. Les densités d'établissement sont très variables, variant par exemple de 2 800 individus/m² à 13 000 individus/m² sur de courtes distances (Günther, 1992). Une densité élevée d'adultes peut réduire de façon importante l'établissement sur le fond (André et Rosenberg, 1991). Les larves établies peuvent être comptées plus facilement si elles sont colorées au rose Bengale (Snelgrove *et al.*, 1999), mais il s'agit quand même d'une tâche très laborieuse.

Le **recrutement** ou le ***nombre de naissains*** (*Mya* au stade postlarvaire) peut être mesuré par carottage (nombre par unité de surface). Günther (1992) a utilisé un maillage de 125, 250 et 500 µm afin de mesurer ce processus, et a enregistré une valeur d'environ 5 000 postlarves/m². Des nombres beaucoup plus importants ont par contre été signalés (>>100 000 postlarves/m²). Le succès du recrutement a été mis en rapport avec les conditions climatiques, notamment des températures hivernales froides (Beukema, 1992). La remise en suspension des postlarves de *M. arenaria* a été observée par suite de la présence de courants ou de perturbations provoquées par d'autres organismes benthiques (Dunn *et al.*, 1999). Le recrutement intègre tous les événements relatifs à la reproduction, depuis la ponte jusqu'au recrutement, et constitue probablement la mesure la plus pratique de la reproduction.

F. Mortalité

La mortalité provoquée par la prédation est parfois estimée à l'aide d'expériences en exclos, mais c'est généralement la structure d'âge qui est utilisée pour évaluer indirectement les taux de mortalité (voir plus loin) (Crisp, 1984). La mortalité juvénile est généralement élevée dans les populations de *Mya*, en raison de la prédation par les crabes, les crevettes et les poissons plats (Günther, 1992; Kube, 1996). La prédation en fonction de la taille s'explique généralement par une alimentation sélective et par le fait que les myes les plus grosses s'enfouissent plus profondément dans les sédiments et sont donc mieux protégées. Les poissons plats et les crevettes peuvent se nourrir de myes mesurant, en moyenne, respectivement 17 mm (Kube, 1996) et 3 mm (Möller et Rosenberg, 1983). Le némertien *Cerebratulus lacteus* est un autre prédateur important (Rowell, 1992). Dans le Saint-Laurent,

*M. arenaria* est victime de la prédation par les poissons plats, les crabes (*Cancer irroratus*), les goélands et les gastéropodes (*Lunatia heros*) (Villemure et Lamoureux, 1975).

G. Structure d'âge

Si l'on dispose d'échantillons de *Mya* prélevés dans une population, il est relativement facile d'établir une **courbe taille-abondance**. En outre, les anneaux de croissance présents dans les coquilles permettent de traduire ce résultat en **courbe âge-abondance** (Crisp, 1984). Certains auteurs proposent d'examiner les lignes de croissance internes plutôt que les lignes externes, qui sont moins précises (MacDonald et Thomas, 1980). Dans les deux cas, le degré de précision diminue avec l'âge des myes, étant donné que les lignes deviennent difficiles à distinguer. Le suivi de la structure d'âge en fonction du temps peut donner des renseignements détaillés sur la dynamique de la population, étant donné que la survie des diverses cohortes et le succès de la reproduction peuvent être déduits en effectuant un suivi des courbes d'une année à l'autre (Günther, 1992). Il est également possible d'évaluer la productivité (Burke et Mann, 1974; Cranford *et al.*, 1985).

Une étude réalisée dans la région sud de la mer Baltique a permis de mettre en rapport la taille et la structure d'âge de populations de *Mya* avec diverses perturbations (vagues, courants, érosion et sédimentation), la prédation, des variations climatiques et l'épuisement de l'oxygène (Kube, 1996). Un taux élevé de mortalité au cours des deux années suivant l'établissement sur le fond s'expliquait apparemment par la prédation (prédation sélective en fonction de la taille modifiant l'abondance des individus jeunes). Rowell (1992) a déduit en examinant la structure de la population qu'un changement de l'habitat (hydrographie locale et sédiments) après la construction d'une centrale marémotrice avait rendu un site inapproprié pour le recrutement.

H. Diversité génétique

Le niveau d'hétérozygosité mesure la diversité génétique. Elle peut être évaluée au niveau moléculaire, à l'aide de **séquences d'ADN** servant d'échantillons pour la diversité génétique totale (Burton, 1996). L'ADN (ou l'ARN) nucléaire ou mitochondrial peut être utilisé, et il existe diverses méthodes pour réaliser l'amplification et le séquençage des nucléotides. Les segments sont ensuite séparés par électrophorèse sur gel. D'autres estimations peuvent être obtenues en examinant divers types d'enzymes (**variation des allozymes** ou polymorphisme des allozymes) à l'aide d'une technique d'électrophorèse sur gel. Cette méthode est souvent moins coûteuse et plus rapide que les nouvelles techniques fondées sur la variation des séquences d'ADN (Burton, 1996).

Nous ne connaissons aucune étude sur la diversité génétique de la population de *M. arenaria* dans le Saint-Laurent, qu'il s'agisse de diversité intrinsèque ou entre les populations, même si nous disposons de certaines données provenant de la côte atlantique (e.g. Morgan, 1978; Caporale *et al.*, 1997).

5.3.3. Niveau de la communauté

A. Biomasse

La biomasse peut être mesurée pour chacune des espèces présentes, pour des groupes d'espèces (e.g. Warwick, 1986) ou pour des communautés entières. Les unités sont généralement la masse par unité de surface (e.g. **g/m²**).

Schwinghamer (1981) indique des écarts de biomasse pour six communautés intertidales au Nouveau-Brunswick et en Nouvelle-Écosse. L'écart varie entre 70 $cm^3/cm^2$ et 1 283 $cm^3/cm^2$ (l'auteur a utilisé le volume comme mesure de la biomasse). Ces chiffres comprennent des bactéries, des microalgues, et des communautés de la méiofaune et de la macrofaune. La biomasse de la communauté de la macrofaune variait entre environ 5 et 1 150 $cm^3/cm^2$, l'une d'elles (à 290 $cm^3/cm^2$) étant dominée par *Mya arenaria*. Les mesures de la biomasse ont été obtenues pour chacun des trois groupes de taille, soit les micro-organismes, les méio-organismes et les macro-organismes, à l'aide de méthodes adaptées à chaque groupe (pour la façon de réaliser des mesures pour chaque gamme de taille, voir plus bas). On trouvera dans Holme et McIntyre (1984) (IBP Handbook no. 16) des méthodes pour la mesure de la biomasse dans diverses communautés.

B. Productivité

Les mesures de la biomasse indiquées plus haut donnent des mesures de la productivité lorsqu'elles font l'objet d'un suivi sur une certaine période de temps (e.g. **g/m²/année**). Le spectre de taille écologique a été proposé comme méthode d'évaluation de la productivité benthique (voir la section suivante). Tel qu'indiqué plus haut, la productivité évaluée à l'aide du suivi de la biomasse peut cependant être sous-estimée en raison d'autres processus comme la prédation. Si la production s'accroît, il n'y aura aucune différence mesurable dans la biomasse lorsque le taux de prédation s'accroît dans une proportion équivalente. Les mesures de productivité fondées sur la productivité de la population considérant les taux de croissance et de reproduction sont plus précises, mais plus laborieuses à réaliser.

C. Diversité

L'une des façons de mesurer la diversité est la **richesse spécifique**. Les changements dans cette mesure peuvent fournir des évaluations assez précises des changements reliés au stress (Cairns *et al.*, 1993). Par contre, selon les groupes taxonomiques en cause, il peut être difficile d'obtenir des mesures absolues de la richesse spécifique en raison des difficultés taxonomiques. En outre, cette mesure est sensible à la taille de l'échantillon, et plus la zone étudiée est vaste, ou plus la période de temps consacrée à la recherche des espèces est longue, plus le nombre d'espèces susceptibles d'être décelées est élevé. Si la richesse spécifique est utilisée, il importe de préciser dans quelles circonstances les mesures ont été obtenues (surface, degré de détail taxonomique, etc.).

L'**indice Shannon-Wiener** de diversité spécifique est souvent utilisé comme paramètre de base pour décrire une communauté. Cette mesure associe le nombre d'espèces dans une communauté et leur abondance relative. Parmi les nombreux indices de diversité, il s'agit probablement du plus largement utilisé : $H' = - \sum P_i * \ln P_i$, où i représente la ième espèce dans une communauté et $P_i$ la proportion (en nombre ou selon la biomasse) de la ième espèce ($i = \{1,\ldots, S\}$). La somme est réalisée pour toutes les espèces de la communauté.

Les données empiriques ne suggèrent cependant pas un rapport cohérent (unidirectionnel) entre la diversité et le stress environnemental (Cairns *et al.*, 1993 et les références indiquées). Cela signifie que même si l'indice peut indiquer un changement, il ne permet pas nécessairement d'évaluer si ce changement constitue une amélioration ou une détérioration. Autre point à signaler, l'indice ne tient pas compte de l'identité des espèces en cause. Ainsi, des changements au plan de l'identité spécifique pourraient survenir sans être révélés par la valeur de l'indice. De façon générale, l'indice ne doit pas être utilisé de façon isolée.

Une autre mesure connexe est l'homogénéité des espèces, qui est mesurée à l'aide d'indices d'équitabilité. Par exemple, $J = H' / H_{max} = - \sum P_i * \ln P_i / \ln S$, où $H_{max}$ est la diversité spécifique maximale possible (lorsque toutes les espèces présentent une fréquence équivalente) et S est la richesse spécifique (dénotation différente de ci-dessus) (Begon *et al.*, 1990). Cet indice est moins sensible à la taille de l'échantillon que l'indice décrit plus haut, et est souvent donné avec la valeur $H'$.

Les données suivantes sont présentées à titre d'exemple de valeurs pouvant être obtenues. Les données provenant de l'estuaire du Saint-Laurent montrent que dans les eaux peu profondes (< 75 m), le nombre d'espèces de mollusques (incluant *M. arenaria*) variait entre 15 et 34 (Robert, 1979). La même étude a permis d'évaluer la diversité des mollusques ($H'$) à une valeur située entre 0,18 et 0,99. Les mesures de la diversité dépendent évidemment aussi des groupes étudiés. Par exemple, une étude portant sur les polychètes de l'estuaire du Saint-Laurent a révélé une richesse spécifique variant entre 26 et 47, et une diversité ($H'$) de l'ordre de 0,85-1,22 (Massad et Brunel, 1979).

Une réduction de la richesse spécifique et de la diversité du benthos marin a été signalée en cas de pollution, notamment de pollution grave par du pétrole (Gray *et al.*, 1990). Mais comme il n'y a pas toujours un lien évident entre la diversité de Shannon et le stress environnemental, d'autres indices sont utilisées comme symptôme de stress comme par exemple la **variabilité de la diversité des espèces ($H'$) entre les échantillons** provenant d'un site perturbé. Une augmentation de cette variabilité (par rapport à celle de sites non pollués) a été démontrée pour des échantillons de benthos provenant d'un champ pétrolifère dans la mer du Nord (Warwick et Clarke, 1993). La même étude a révélé que des analyses à variables multiples visant à démontrer une variabilité accrue entre les échantillons des sites pollués étaient encore plus puissantes (Warwick et Clarke, 1993).

L'**indice taxonomique de Warwick** (Warwick et Clarke, 1995; Clarke et Warwick, 1998b) est un indice de diversité taxonomique qui intègre la « distance » taxonomique moyenne entre deux organismes choisis au hasard dans l'échantillon. Alors que $H'$ traite toutes les espèces au même niveau, l'indice de Warwick tient compte du fait que certaines espèces sont plus étroitement apparentées que d'autres, et représentent donc une diversité moindre que les espèces plus éloignées. Il semble que les communautés benthiques non perturbées comportent généralement des espèces davantage distinctes appartenant à un grand nombre d'embranchements différents comparées aux communautés perturbées. Dans les communautés ayant subi une perturbation légère ou modérée, les indices qui tiennent compte de la diversité taxonomique et des caractères distincts sont particulièrement précieux, étant donné qu'ils sont plus sensibles que les indices de diversité plus simples comme $H'$ (Warwick et Clarke, 1995).

Pour le calcul de la diversité taxonomique, il est nécessaire de connaître l'abondance de chaque espèce, ainsi que sa position dans la classification taxonomique. Cet indice donne différents poids aux divers niveaux taxonomiques : espèce, genre, famille, ordre, classe et embranchement. Aussi, deux espèces éloignées dans la classification taxonomique (deux embranchements différents par exemple) se verront attribuées un poids plus élevé que deux espèces rapprochées (du même genre par exemple). Les poids sont définies comme suit : $w_1 = 1$ (espèces appartenant au même genre), $w_2 = 2$ (espèces appartenant à la même famille mais à des genres différents), etc., jusqu'à $w_6 = 6$ (espèces provenant d'embranchements distincts). Ainsi, des espèces très différentes au niveau taxonomique contribuent dans une plus grande mesure à la diversité que les espèces semblables. Cet indice se définit comme la moyenne des distances taxonomiques (w) entre chaque paire d'individus (les individus de la même espèce reçoivent une pondération de zéro au nominateur et n'accroissent donc pas la diversité), soit : $\Delta = \Sigma\Sigma_{i<j}\, w_{ij}x_ix_j \,/\, (\Sigma\Sigma_{i<j}\, x_ix_j + \Sigma_i\, x_i(x_i-1)/2)$, où $x_i$ indique l'abondance de la ième espèce ($i = \{1,\ldots, S\}$), et $w_{ij}$ est le poids défini par la distance taxonomique entre les espèces i et j (Warwick et Clarke, 1995). Des logiciels d'analyses multivariées permettent de calculer cet indice.

De cet indice taxonomique de diversité ($\Delta$) dérive un autre indice, l'**indice de distinction taxonomique de Warwick $\Delta^*$**. Cet indice est également la moyenne des distances taxonomiques (w) entre chaque paire d'individus, mais les distances entre les individus d'une même espèce sont ignorées au niveau du dénominateur aussi : $\Delta^* = \Sigma\Sigma_{i<j}\, w_{ij}x_ix_j \,/\, \Sigma\Sigma_{i<j}\, x_ix_j$, les symboles représentant les mêmes éléments que ci-dessus (Warwick et Clarke, 1995). Appliqué à une communauté macrobenthique marine (à proximité d'un champ pétrolifère dans la mer du Nord), cet indice a indiqué une augmentation continue le long d'un gradient de contamination environnementale croissante (Warwick et Clarke, 1995).

D. Dominance

Les **courbes rang-abondance** peuvent être utilisées pour évaluer les réponses d'une communauté soumise à un stress. Ces courbes présentent l'abondance relative de chaque espèce sur une échelle logarithmique, en fonction de leur rang en terme d'abondance (Ramade, 1995). Les régions non polluées devraient se conformer assez bien à la distribution de Preston (« bâtonnet brisé », soit une distribution relativement uniforme), alors que les conditions de pollution donnent des courbes situées entre le modèle de Preston et les relations loglinéaires (des courbes plus abruptes). Les conditions de pollution favorisent la dominance de certaines espèces, ce qui rend encore plus abrupte la courbe d'abondance. On peut s'attendre à ce type de courbe dans les stades précoces et tardifs de succession d'une communauté (Begon *et al.*, 1990), alors que les conditions d'absence de pollution se rapportent aux stades tardifs. Ces courbes peuvent être comparées avec l'indice d'homogénéité J, étant donné que l'homogénéité d'une communauté se rapporte également à la distribution de l'abondance, d'une façon moins détaillée. Cette prévision correspond également à la tendance prévue par Odum (1985), dans laquelle les perturbations tendent à favoriser la dominance des espèces à stratégie r. Cela implique que toute forme de perturbation peut provoquer ces changements, même si nous en retrouvons principalement des exemples dans les études sur la pollution.

Gilfillan *et al.* (1984) nous donnent un exemple de changement de dominance dans une communauté. Après un déversement de pétrole expérimental, les communautés de l'endofaune se sont modifiées lors de la prolifération d'espèces de polychètes opportunistes. Leur densité de population a connu un sommet trois semaines après le déversement et a diminué au fur et à mesure du déclin de la concentration d'hydrocarbures dans le sédiment (après environ neuf semaines) (Gilfillan *et al.*, 1984).

Sur les **courbes de dominance K**, les espèces sont classées en ordre d'importance (au plan de la biomasse ou de l'abondance) sur l'axe des x, tout comme pour les courbes rang-abondance, alors que leur pourcentage de dominance est reporté sur une échelle cumulative, sur l'axe des y (Lambshead *et al.*, 1983). On peut s'attendre à ce que les communautés non polluées soient de plus en plus dominées par des espèces K (soit des espèces ayant comme attributs une taille corporelle importante, une durée de vie prolongée, et une taille de population relativement constante à une valeur proche de la capacité biotique). Dans les communautés benthiques marines non polluées, ces espèces K dominent en termes de biomasse, et non d'abondance. Par contre, leur dominance diminue dans les communautés perturbées, ce qui rend plus prononcée la courbe de dominance K.

Afin de déceler les effets de la pollution, Warwick (1986) propose de tracer deux courbes de dominance K (courbes abondance-biomasse), une pour classer les espèces au plan de la biomasse, et une autre au plan de l'abondance. Dans les communautés benthiques proches de l'équilibre, l'espèce dominante domine au plan de la biomasse, et non pas de l'abondance (fig. 10). Ainsi, une communauté « en santé » présenterait une courbe logarithmique moins prononcée pour le classement en fonction de la biomasse, mais plus abrupte pour le nombre. Dans des conditions de pollution, les courbes se déplacent, et la courbe de la biomasse devient plus prononcée, alors que la courbe d'abondance présente l'effet contraire au fur et à mesure que les conditions se dégradent (Warwick, 1986). Ce modèle permet une évaluation avec des points de repère fixes, c'est-à-dire une évaluation dans laquelle le type de dominance se modifie (biomasse ou abondance).

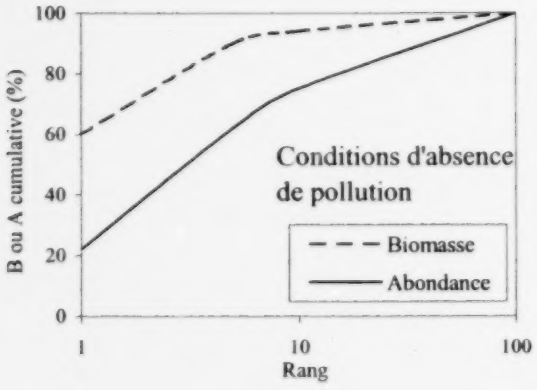


**Fig. 10.** Courbes hypothétiques de la dominance K pour la biomasse et l'abondance par espèce dans des conditions d'absence de pollution. En cas de pollution, la courbe de la biomasse devient plus abrupte, alors que la courbe d'abondance s'adoucit. En d'autres termes, les courbes se remplacent mutuellement (d'après Warwick, 1986).

Des courbes de dominance K (courbes rang-abondance pour les deux: abondance par espèce et biomasse) ont été tracées pour des communautés macrobenthiques polluées et non polluées, ce qui confirme qu'elles peuvent être utilisées afin de déceler les effets de la pollution dans la communauté (Warwick, 1986; Warwick *et al.*, 1987). Cette méthodologie a été raffinée (Clarke, 1990; Warwick et Clarke, 1994).

L'utilisation du rapport nématode : copépode à titre d'indicateur (Raffaelli et Mason, 1981) est fondée sur l'hypothèse selon laquelle les copépodes sont plus sensibles à la pollution que les nématodes, et que les effets de la pollution se refléteront dans leur abondance relative. L'évolution du rapport s'est cependant révélée trop imprévisible (Gee *et al.*, 1985).

E. Composition spécifique

Les perturbations naturelles autant que les perturbations anthropiques peuvent entraîner la défaunation des sédiments marins. Les changements de la composition de la communauté le long des gradients de pollution ont été caractérisés comme des changements dans le nombre d'espèces, leur abondance et leur biomasse (Pearson et Rosenberg, 1978; Newell *et al.*, 1998). Une étude expérimentale sur la recolonisation et la succession du macrobenthos marin (comprenant des polychètes, des gastropodes, des bivalves, etc.) a révélé que les changements temporels au plan de l'abondance, du nombre d'espèces et de la diversité après défaunation expérimentale de petites zones (environ 0,08 $m^2$) étaient semblables aux changements le long d'un gradient décroissant de pollution (Lu et Wu, 2000). La composition spécifique a évolué de façon significative avec le temps et a donné lieu à une succession plus ou moins complète en 15 mois. Dans les régions tempérées, ce rétablissement peut nécessiter plusieurs années (Boesch et Rosenberg, 1981). Ici, les espèces à stratégie r (opportunistes ayant des traits biologiques comme une petite taille, une croissance rapide et une reproduction rapide) sont généralement les premières espèces colonisatrices, alors qu'un déplacement vers des espèces plus compétitives survient plus tard dans la succession (e.g. Pearson et Rosenberg, 1978, mais voir également Zajac et Whitlatch, 1982a, 1982b).

Un grand nombre d'études ont révélé les effets de la pollution thermique sur les communautés benthiques (références *in* Lardicci *et al.*, 1999). Par contre, le niveau d'impact varie entre un niveau nul et un niveau important, selon les conditions locales. Une étude portant sur une communauté vivant dans un substrat meuble et tenant compte de la variabilité naturelle n'a pas permis de mettre des changements additionnels en évidence dans les sites pollués (un ou deux degrés de plus que l'eau ambiante) (Lardicci *et al.*, 1999). Les données indiquent que les effets de la pollution thermique sur la composition spécifique ne devraient pas être recherchés aux faibles profondeurs, où la variabilité naturelle, et donc la tolérance aux changements de température, est plus élevée. La conclusion serait la même pour les effets d'un changement climatique.

Les analyses à plusieurs variables, notamment les analyses de classification et d'ordination (échelles multidimensionnelles) permettent de déceler les effets de la pollution par le pétrole à une intensité plus faible que les mesures de la diversité (Gray *et al.*, 1990). Les premiers changements sont une abondance accrue pour certaines espèces et des variations au plan des modèles de présence-absence des espèces rares, alors que les espèces opportunistes ne dominent qu'en cas de pollution grave. Les analyses à plusieurs variables ont également

permis de révéler une variabilité accrue entre des échantillons parallèles associés à la pollution (Warwick et Clarke, 1993). Ici, un **indice comparatif de dispersion à variables multiples** (IDVM) a été proposé afin de mesurer la variabilité. Cet indice compare le rang des dissimilarités entre les échantillons, les rangs étant inscrits dans la matrice de dissimilarité sous-jacente à l'échelle multidimensionnelle. Plus précisément, après avoir réordonné la matrice sans tenir compte de toutes les dissimilarités entre les traitements, le rang moyen de dissimilarité pour les échantillons ayant subi un impact ($r_t$) est comparé au classement moyen de la dissimilarité pour les échantillons témoins ($r_c$) : $IDVM = 2(r_c - r_t)/(N_c + N_t)$, où $N_c = n_c(n_c - 1)/2$, $n_t = n_t(n_t - 1)/2$, et où $n_c$ et $n_t$ sont le nombre d'échantillons dans le groupe témoin et le groupe ayant subi des impacts, respectivement. L'IDVM a une valeur maximale de +1 quand toutes les dissimilarités entre les échantillons ayant subi des impacts sont plus importantes que celles entre les échantillons témoins, et une valeur minimale de –1 dans les cas controversés. Les valeurs se rapprochant de zéro indiquent qu'il n'y a aucune différence entre le groupe traité et le groupe témoin.

L'effet des métaux à l'état de traces sur la composition de l'endofaune a également été déterminé par classification et ordination (Ward et Hutchings, 1996). En outre, la contribution de ces métaux dans la composition structurelle des macroinvertébrés a été évaluée par partitionnement de variation (analyse de correspondance canonique partielle) (Peeters *et al.*, 2000).

Enfin, l'invasion des espèces exotiques est favorisée dans les environnements perturbés. Il est également possible d'évaluer ce phénomène en examinant la composition spécifique (e.g. Currie et Parry, 1999).

Clarke et Warwick (1998a) ont quantifié la **redondance structurelle** dans des communautés macrobenthiques marines en examinant la réponse d'une communauté à un déversement de pétrole ou à une variation naturelle. La redondance était exprimée en fonction du nombre de sous-ensembles d'espèces ayant produit des modèles de réponses semblables à l'ensemble total de données (selon les résultats d'analyses à variables multiples, soit un échelonnement multidimensionnel). Cela signifie que chaque sous-ensemble d'espèces couvre approximativement la même variation environnementale que l'ensemble complet de données. Lorsque ce phénomène peut être relié à des aspects fonctionnels, la redondance peut servir de mesure indirecte de la résilience d'un système (la redondance structurelle/taxonomique reproduit les principaux groupes fonctionnels).

### 5.3.4. Niveau de l'écosystème – composante biologique

A. Productivité et biomasse trophique

La production primaire est une caractéristique importante de la productivité d'un écosystème, étant donné qu'elle est à la base de la production aux niveaux trophiques supérieurs. Diverses méthodes permettent de mesurer la production primaire (Therriault *et al.*, 1990; Bourgeois, 1996). L'une d'entre elles est la mesure de la **production d'oxygène** au cours d'une période d'incubation, et une autre est la mesure de l'incorporation du **carbone 14** (carbone radioactif). D'autres méthodes font appel à des **isotopes stables** ou à la mesure de **métabolites** associés à la production. Dans certains cas, la biomasse du phytoplancton peut représenter l'intensité de la production. La biomasse du phytoplancton peut être estimée par la quantification des

**pigments chlorophylliens** ou de l'**ATP**. Nieke *et al.* (1997) ont utilisé un fluorosenseur laser embarqué pour la **télédétection des concentrations de chlorophylle *a*** dans un environnement côtier de l'estuaire du Saint-Laurent, ce qui leur a permis d'évaluer la biomasse du phytoplancton. Les mesures obtenues de cette façon sont des estimations exactes des concentrations en surface de chlorophylle *a* extraite d'échantillons d'eau. Ces estimations peuvent aussi être faites grâce à des vols à basse altitude, réalisés de préférence à l'aube.

La biomasse et la productivité des groupes trophiques supérieurs, soit les herbivores et les carnivores (il y a généralement trois ou quatre niveaux trophiques), peuvent également être établies. En l'absence de mesures directes de la productivité (qui sont coûteuses et laborieuses), la **biomasse du zooplancton** peut servir d'indicateur de la production secondaire dans la colonne d'eau (Bourgeois, 1996), plus particulièrement la biomasse des copépodes. Il ne s'agit pas d'une très bonne mesure, par contre, étant donné que les copépodes se reproduisent de façon continue et que la biomasse varie considérablement en fonction du temps et de l'espace. Il est donc préférable d'avoir recours à des mesures indirectes de la productivité. Comme les copépodes adultes ne contribuent plus à la production par croissance, les estimations peuvent être fondées exclusivement sur la production des œufs et le recrutement des larves, ce qui mesure la **biomasse (ou le nombre) des femelles, leur fécondité et le succès d'éclosion des œufs** (Poulet *et al.*, 1995; Runge et Roff, 2000). Ces variables sont sensibles aux perturbations et à la pollution (e.g. Cowles et Remillard, 1983).

La production tertiaire peut être évaluée à partir des estimations de la biomasse (avec les estimations de la reproduction) ou à l'aide de mesures portant sur les captures par unité d'effort provenant des pêches. Pour le groupe trophique supérieur, d'autres mesures peuvent être envisagées (voir les « prédateurs supérieurs », plus bas).

Si on dispose de mesures pour les autotrophes et les hétérotrophes, on peut calculer un indicateur de la résilience. Il s'agit du **rapport de la biomasse hétérotrophes:autotrophes**, où un rapport élevé indique une résilience importante (Begon *et al.*, 1990). Ce rapport est lié au taux d'échange dans le système. Un rapport élevé reflète une vie plus courte et un renouvellement rapide du phytoplancton, donc une capacité de « dissipation » des perturbations dans le système. Cela est vrai pour l'échange d'énergie et le cycle des nutriments (Begon *et al.*, 1990; DeAngelis, 1980) lorsque des types différents d'écosystèmes sont comparés. Ce rapport peut également être utile pour les comparaisons entre les écosystèmes. Un rapport analogue peut être obtenu (pour des eaux relativement ouvertes) en mesurant la chlorophylle *a* (qui donne une approximation de la biomasse du phytoplancton) et les protéines particulaires (estimation de la biomasse totale), soit le **rapport chlorophylle:protéines** (Dortch et Packard, 1989).

Un indice de condition trophique a été utilisé en rapport avec l'eutrophisation des lacs. Cet indice est fondé sur la mesure de la chlorophylle *a*, de la transparence de l'eau et de l'azote et du phosphore totaux dans la colonne d'eau (Hunsaker et Carpenter, 1990, *in* Cairns *et al.*, 1993). Cette mesure intègre également la quantité de consommateurs primaires. Nous ne savons pas si cet indice peut être utile pour d'autres problèmes que l'eutrophisation ou pour les océans. Un autre **indice de condition trophique ($O_2$)**, qui a été élaboré pour les estuaires, est fondé sur les concentrations d'oxygène dans les eaux de surface et les eaux de fond. Cet

indice représente la distance euclidienne entre les deux concentrations d'oxygène (transformées), par rapport à la teneur en oxygène à une saturation de 100 % (voir Justic, 1991).

Le **spectre de taille écologique** (Schwinghamer, 1981) est décrit comme une caractéristique de la distribution de la taille des communautés benthiques. Le spectre de taille comprend les bactéries et les microalgues, la méiofaune et la macrofaune. Les pointes caractéristiques se retrouvent dans des graphiques représentant la biomasse sur une échelle logarithmique (mesurée par volume) en rapport avec le diamètre de l'organisme sur une échelle logarithmique. Ces graphiques sont appelés spectres de Sheldon (d'après Sheldon *et al.*, 1972). Le diamètre des organismes non sphériques est déterminé en calculant le diamètre d'une sphère ayant le même volume (le « diamètre sphérique équivalent »). Les caractéristiques typiques du spectre de Sheldon pour les communautés benthiques sont le maximum de la biomasse aux extrêmes inférieur et supérieur de l'échelle de la taille, ainsi qu'un maximum local situé au centre du graphique.

Le spectre de taille écologique a été appliqué à diverses communautés benthiques, dans lesquelles les distributions caractéristiques sont réapparues (Schwinghamer, 1981). Il peut donc être utile pour comparer des communautés et déceler des perturbations environnementales. Schwinghamer (1981) propose donc que les écarts par rapport à un spectre typique soient utilisées pour déceler les perturbations exogènes des assemblages des écosystèmes, par exemple la pollution, ou pour étudier la productivité benthique. Si ces effets peuvent être évalués uniquement à l'aide du spectre de taille de la biomasse, il sera possible d'éviter, au moins à titre de première étape, les études taxonomiques qui exigent beaucoup de temps (Schwinghamer, 1988). Kerr et Dickie (1984) proposent que les écarts par rapport aux modèles types servent d'indicateur général des problèmes de santé de l'écosystème. Les données confirment en partie cette suggestion (Schwinghamer, 1988), mais la méthode n'a pas encore été utilisée largement et les applications pratiques sont généralement insuffisantes.

B. Diversité trophique

La détermination de ce type de diversité exige la catégorisation de chacune des espèces considérées en fonction de leur niveau trophique. Le niveau trophique auquel une espèce appartient n'est pas toujours clair, étant donné que les mêmes espèces peuvent se nourrir de proies provenant de divers niveaux. La réalisation d'une moyenne pondérée des niveaux trophiques pour les espèces-proies (TLj) et l'addition de 1 peuvent résoudre ce problème :
$TL_i = 1 + E\ (DC_{ij} * TL_j)$, où $i$ est le prédateur, $j$ la ènième proie et $DC_{ij}$ est la composition de l'alimentation exprimant la fraction de chaque $j$ dans l'alimentation de $i$. La somme est réalisée pour l'ensemble des espèces-proies ($j = \{1,\ldots, n\}$) (Christensen et Pauly, 1992).

À l'inverse, s'il est avantageux d'étudier les niveaux trophiques à l'aide de nombres entiers seulement, chaque prédateur peut être « divisé » en fonction de la proportion des proies qu'il consomme à chaque niveau (Christensen et Pauly, 1992). La diversité trophique peut être tout simplement le **nombre de niveaux trophiques** dans un système, mais un **indice de diversité trophique** analogue à l'indice Shannon-Wiener (voir le niveau de la communauté) a également été proposé (Brown *et al.*, 2000).

C. Composition ou structure trophique

La composition ou structure trophique peut être considérée pour la composante biologique de l'écosystème dans son entier, ou pour une seule communauté. Ici, le paramètre est placé sous le niveau de l'écosystème, même si les indicateurs mentionnés plus bas sont souvent appliqués au niveau de la communauté benthique. Nous le plaçons ici, étant donné que les niveaux trophiques et les groupes fonctionnels, par exemple les carnivores et les suspensivores, sont utilisés dans les indices. Les groupes fonctionnels entrent traditionnellement dans l'écologie de l'écosystème.

Récemment, un **indice de structure trophique** a été proposé (Done et Reichelt, 1998). Cet indice utilise une structure pyramidale pour les niveaux trophiques, mais chaque niveau trophique est divisé en deux pour donner une partie adulte et une partie juvénile. Chacun de ces niveaux reçoit une pondération j, où j = {0,5,1, 1,5, ..., 3} lorsqu'il y a six niveaux. La valeur de l'indice de structure trophique est calculée comme suit : $V_{ts} = \Sigma (c_j * \alpha^{j-1})$, où $c_j$ est la proportion de la biomasse pour le niveau j, et $\alpha$ est établi à 10 en vue de donner à chaque niveau trophique un poids équivalant à dix fois le niveau trophique inférieur (selon la règle empirique qui soutient que 10 % de l'énergie est transféré à chaque fois que l'on passe d'un niveau trophique à l'autre). On fait alors la somme de tous les niveaux. Cet indice ne semble pas avoir été appliqué jusqu'ici.

Un autre indice récemment proposé est le **niveau trophique moyen**. Il a été utilisé comme indice de viabilité pour les pêches et permet de calculer le niveau trophique moyen des poissons débarqués (Pauly *et al.*, 2001).

La structure trophique du macrobenthos se transforme et passe de la dominance des suspensivores à celle des déposivores le long d'un gradient croissant de pollution organique (également en rapport avec la pollution par le pétrole) (Pearson et Rosenberg, 1978). Un changement dans le **rapport entre les suspensivores et les déposivores** dans un sédiment peut servir d'indicateur de pollution croissante ou décroissante (le pourcentage de déposivores s'accroît vers un maximum en fonction de l'augmentation de la charge organique).

L'**indice d'intégrité biologique benthique** (IIBB) a été élaboré en vue de surveiller la condition de la baie de Chesapeake (Weisberg *et al.*, 1997), selon les principes de Karr *et al.* (1986). Ces mesures sont fondées sur le paradigme selon lequel les assemblages benthiques réagissent à une amélioration de la qualité de l'habitat par une abondance accrue, une augmentation de la diversité spécifique et un changement dans l'assemblage des espèces qui tolèrent la pollution et celles qui y sont sensibles (Pearson et Rosenberg, 1978). Weisberg *et al* ajoutent que l'abondance et la diversité dans les couches plus profondes des sédiments devraient s'accroître, et que la diversité des modes alimentaires devrait augmenter. L'indice permet de distinguer entre les sites pollués et non pollués dans 93 % des cas. Pour les habitats les plus salins, les paramètres du benthos sont les suivants : indice Shannon-Wiener, abondance ($n^{bre}$ $m^{-2}$), biomasse (g $m^{-2}$), taxons qui tolèrent la pollution (% biomasse), taxons sensibles à la pollution (% abondance ou biomasse), déposivores des dépôts profonds (% abondance), carnivores et omnivores (% abondance) et taxons sous l'interface sédiment-eau (%). La collecte des données exigerait ainsi des mesures de la biomasse et un échantillonnage en fonction de la profondeur, qui demande beaucoup de temps. Par contre, l'abandon des

paramètres sur la biomasse et la profondeur relative n'entraîne qu'une faible diminution de l'efficacité de la classification (qui passe de 93 % à 92 %).

Un indice analogue permettrait probablement d'évaluer les régions littorales du Saint-Laurent en cause, même si les problématiques peuvent alors présenter un caractère différent et qu'une adaptation en fonction des problématiques locales serait nécessaire (niveaux plus faibles de pollution et autres types d'impacts). En outre, l'indice doit être étalonné en fonction des conditions locales et de la composition spécifique locale. Un nouvel indice devrait donc de préférence être étalonné pour des sites témoins multiples.

Une mesure de la connectivité des réseaux alimentaires a également été utilisée afin de décrire les caractéristiques d'un écosystème. La « **connectivité** » d'un réseau alimentaire donné est le rapport entre le nombre de liens effectifs et le nombre de liens possibles dans un réseau alimentaire (Christensen, 1995). Les rapports entre la croissance de l'écosystème et la connectivité ne sont cependant pas nets. Certains auteurs estiment que les valeurs critiques de la connectivité d'un réseau alimentaire se rapportent à la stabilité, alors que d'autres pensent que la stabilité diminue lorsque la connectivité s'accroît (Christensen, 1995). En outre, la connectivité d'un réseau alimentaire dépend dans une grande mesure de la façon dont le système est décrit, ce qui rend difficiles les comparaisons entre les systèmes. Les comparaisons au sein d'un système peuvent cependant se révéler utiles.

D. Prédateurs supérieurs

**L'abondance et les paramètres de reproduction des prédateurs supérieurs** représentent vraisemblablement des indicateurs des changements écosystémiques. Les prédateurs supérieurs réalisent l'accumulation biologique des contaminants, ce qui permet de déceler facilement la présence de produits chimiques avant qu'ils aient un effet sur d'autres organismes. Ils sont donc vulnérables aux effets morphologiques, comportementaux et physiologiques, faciles à observer (**effets sublétaux** au niveau de l'individu). Les oiseaux et les mammifères pourraient constituer de bons indicateurs (Burger et Peakall, 1995) étant donné que leur biologie est bien connue par rapport à d'autres organismes, et que des valeurs de base sont donc plus souvent disponibles. En outre, ces animaux sont bien connus du public, qui est susceptible de constater les changements dans leur santé et leur niveau de population.

Les effets sur les paramètres relatifs à la population ont été démontrés. Par exemple, certains oiseaux de mer ne se reproduisent pas lorsque les ressources alimentaires sont insuffisantes, présentant ainsi des réactions dépendantes de la densité à la disponibilité alimentaire (Bost et Le Maho, 1993). Bost et Le Maho (1993) estiment que les paramètres sur la reproduction des oiseaux de mer sont prometteurs en vue d'une utilisation future, mais que l'abondance alimentaire et l'efficacité de la recherche alimentaire doivent être mesurées de concert, si l'on veut disposer d'un signal d'alerte plus précoce et établir un lien plus étroit avec l'échec du succès reproducteur. Les oiseaux ont également été utilisés pour la surveillance de la pollution par le pétrole ou par d'autres composés (Furness et Camphuysen, 1997). On observe chez les oiseaux tout particulièrement une bioaccumulation des métaux lourds et des contaminants chlorés (Centre Saint-Laurent, 1996; Furness et Camphuysen, 1997), comme le montre l'amincissement de la coquille des œufs. Ces effets fournissent une bonne mesure des teneurs en contaminants au niveau de l'écosystème.

Le goéland argenté a fait l'objet de nombreuses études portant sur l'impact des pesticides dans les Grands Lacs (Cairns *et al.*, 1993). En outre, la dynamique de la population des goélands argentés sur la Côte-Nord du golfe du Saint-Laurent semble être liée avec les activités de pêche à la morue (Chapdelaine et Rail, 1997), ce qui signale un lien avec la partie supérieure de la chaîne alimentaire marine. Ce prédateur est présent toute l'année et a une vaste répartition, ce qui en fait un bon indicateur possible. L'un des inconvénients du recours à cet oiseau comme indicateur est sa tolérance relativement grande à divers facteurs environnementaux, mais si un certain nombre de points de repère peuvent être établis, ce facteur ne devrait pas entraver cette application.

Les mammifères marins constituent des indicateurs particulièrement sensibles pour une grande variété de substances toxiques organiques et inorganiques (Centre Saint-Laurent, 1996), qui s'accumulent dans leurs reins, leur foie et leurs muscles. Le béluga pourrait constituer une espèce indicatrice en raison de sa position géographique et de sa situation au sommet de la chaîne alimentaire. La longévité du béluga, par contre, signifie qu'il témoigne plutôt lentement des changements environnementaux. Par contre, elle le rend plus sensible que d'autres organismes à la bioaccumulation de divers contaminants. Comme nous travaillons dans la zone littorale, il peut être plus pertinent de se concentrer sur les phoques. Le phoque commun pourrait servir d'espèce indicatrice, car il fait ressortir les effets de la pollution plus rapidement que le béluga.

### 5.3.5. Niveau de l'écosystème – composante chimique

A. Nutriments

Les mesures des nutriments dans le sédiment ou la colonne d'eau (Bryan *et al.*, 1985) peuvent jouer un rôle très utile comme indicateurs diagnostiques au moment d'interpréter les indicateurs biologiques. Le même principe s'applique aux concentrations d'oxygène. Les mesures de la teneur en azote et en phosphore sous diverses formes et des flux entre le sédiment et la colonne d'eau peuvent être réalisées *in situ*, de même que les mesures de l'oxygène (Hopkinson et Wetzel, 1982).

B. Cycle des nutriments

La **profondeur de la zone anoxique** dans les sédiments, qui est la profondeur où apparaît une couche de sédiments noirs qui délimite le début de la zone anoxique (Flint et Kalke, 1983), peut être utilisée pour déceler les changements dans l'environnement. Les zones traitées à l'aide d'un poison chimique (méthyl-parathion) présentaient cette couche 1 ou 2 cm sous la surface sédimentaire, alors qu'elle commençait à plus de 3 cm dans les zones non traitées.

L'utilisation de contaminants organiques entraîne l'ajout de matière organique, ce qui provoque à son tour une augmentation initiale de la demande biologique en oxygène (DBO) dans le sédiment lorsque la matière organique se décompose, en raison du produit toxique lui-même et du nombre accru d'animaux morts (Flint et Kalke, 1983). Cela signifie que le taux de régénération de l'ammonium est plus élevé au cours de cette période. Après un certain temps (80 jours pour Flint et Kalke, 1983), un changement dans la structure de la communauté de l'endofaune entraîne une réduction des flux d'ammoniac, une diminution des taux métaboliques (captation de l'oxygène sédimentaire) et la réduction de la zone oxygénée. Une zone oxygénée réduite est également observée après d'autres formes de pollution organique,

par exemple une eutrophisation (Pearson et Rosenberg, 1978; Newell *et al.*, 1998). Des changements peuvent également être attendus après une perturbation du sédiment.

L'**indice de recyclage de Finn** (Finn, 1980; Christensen, 1995) a été utilisé pour décrire le cycle des nutriments (et de l'énergie) dans un système. Cet indice est obtenu en calculant la proportion des nutriments (ou énergie) recyclés sur l'ensemble du système. Le calcul de cet indice est laborieux puisqu'il exige une bonne connaissance du système et de ses composantes. Un indice du même type, l'indice du **cycle des prédateurs** (Christensen, 1995), présente le même inconvénient. Un autre indice est le **nombre moyen de transfert d'un élément** (ex. : les nutriments) entre les différentes unités systémiques (Finn, 1980). Cet indice dépend du nombre de niveaux trophiques, de l'importance du recyclage, de la complexité du système et du niveau de précision utilisé dans le modèle. Il devrait généralement être plus élevé dans les systèmes plus matures (Christensen, 1995).

C. Contaminants

Les mesures directes des contaminants peuvent servir d'indicateurs diagnostiques lorsqu'ils sont mis en rapport avec des indicateurs biologiques, par exemple les mesures de la teneur en contaminants du sédiment. Les contaminants sont par exemple les métaux lourds, les composés organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Tel qu'indiqué plus haut, ces mesures directes sont des indicateurs de pression plutôt que des indicateurs de condition, étant donné que les concentrations ne révèlent pas les effets sur les organismes. Les mesures de toxicité sont utiles quand un contaminant ou un ensemble de contaminants sont ciblés pour une problématique donnée, autrement le nombre de polluants potentiels est trop élevé pour que leur suivi soit réalisable.

Une mesure indirecte est la **concentration dans le tissu** (concentration dans la chair) d'un agent stresseur particulier. Par exemple, la concentration de plomb dans une coquille de *M. arenaria* est en corrélation avec le plomb dissous dans l'eau de mer, mais est plus importante selon un facteur de 10 000 (Pitts et Wallace, 1994). Les niveaux seuils pour la consommation de *Mya* ont été établis pour certains métaux lourds (arsenic (3,5 µg/g), mercure (0,5 µg/g) et plomb (0,5 µg/g)) ainsi que pour certains contaminants organiques (Biorex, 1999c). Tous les organismes ne conviennent pas comme indicateurs en raison de leurs préférences variées en matière d'habitat et de leurs taux d'absorption différents. La valeur des organismes benthiques marins comme indicateurs de la contamination par les métaux a été relativement bien étudiée, et une espèce sensible peut être choisie en fonction du métal recherché (Bryan *et al.*, 1985). *Macoma balthica*, par exemple, est généralement un bon indicateur de la pollution par le mercure, alors que *Nereis versicolor* est plus sensible au cuivre (Bryan *et al.*, 1985).

En outre, *Mya arenaria* a servi d'indicateur biologique pour le poison antisalissures utilisé pour les navires, l'organo-étain ou le TBT (Kure et Depledge, 1994). Il a été établi que *M. arenaria* présentait un bon potentiel à titre d'indicateur biologique de la pollution par le TBT, étant donné que cette espèce semble présenter une capacité très limitée de métaboliser et d'éliminer le TBT, tout en tolérant simultanément des concentrations relativement élevées (Kure et Depledge, 1994).

La moule bleue *Mytilus edulis* peut servir d'indicateur notamment pour la pollution par le pétrole dans les eaux côtières (Burns et Smith, 1981), étant donné qu'elle accumule les hydrocarbures. La charge corporelle dans les bivalves peut donc permettre la surveillance de la pollution chronique par le pétrole. *M. edulis* sert également d'indicateur de la pollution par les métaux (Meeus-Verdinine *et al.*, 1984; Gibb *et al.*, 1996).

5.3.6. Niveau de l'écosystème – composante physique

Les paramètres mesurés à ce niveau sont généralement utilisés en arrière plan, et servent le plus souvent à des fins diagnostiques lorsque les indicateurs biologiques sont étudiés en détail. Le paysage (ou fond marin) et les structures biogéniques devraient être analysés dans cette section, mais nous ne cherchons pas présentement à déterminer des indicateurs pour ces structures, étant donné qu'elles dépendent surtout des conditions locales.

A. Sédiment/substrat

Une érosion ou une sédimentation accrue pourrait modifier la composition du sédiment, mesurée à l'aide d'un **changement dans la granulométrie** du sédiment. Comme les organismes benthiques ont des préférences distinctes, la composition de la communauté peut évoluer considérablement. Par exemple, une étude a révélé un changement dans la composition du sédiment après l'installation d'une centrale marémotrice, qui a empêché l'établissement sur le fond des larves de bivalves (Rowell, 1992). La granulométrie peut être établie à partir d'un bloc de sédiment (mélangé), ou encore par profil pour chacune des couches. Ce dernier indicateur exige plus de temps mais fournit davantage d'informations et est plus sensible.

L'accroissement de l'apport d'eaux usées entraîne une augmentation du **pourcentage de matière organique** dans le sédiment. Une modification de l'hydrographie pourrait également entraîner des changements à cet égard. Une modification de la teneur en matière organique peut aussi perturber profondément le régime de l'oxygène dans une communauté benthique (e.g. Pearson et Rosenberg, 1978).

B. Courants

Un changement des courants (direction et force) mène souvent à une modification du taux de sédimentation et de la composition du sédiment (voir les indicateurs mentionnés dans le paragraphe ci-dessus).

C. Turbidité

L'un des paramètres importants de la composante physique est la turbidité. La turbidité s'accroît en raison d'un apport accru en eaux usées ou en nutriments, ou d'une perturbation des sédiments. Elle est mesurée à l'aide des **unités de turbidité néphélométrique** (Centre Saint-Laurent, 1996), qui sont établies par des mesures de la diffusion de la lumière. Plus il y a de particules dans l'eau, plus la diffusion de la lumière est importante, de même que la turbidité, ce qui modifie naturellement la profondeur de pénétration de la lumière et le potentiel de production primaire. Une autre méthode consiste à mesurer la transparence de l'eau en évaluant la **profondeur de disparition du disque de Secchi**, soit la profondeur à laquelle un disque blanc et noir ne peut plus être vu dans la colonne d'eau (de la surface). Une turbidité élevée peut, tel qu'indiqué, influer aussi sur les taux d'alimentation des bivalves.

D. Paramètres additionnels

Il y a un certain nombre de variables environnementales importantes qui doivent être mesurées pour nous permettre d'expliquer la variation naturelle. Il s'agit de la température de l'air, de la température de l'eau (même si elle est très variable dans la zone intertidale), de la salinité, de la turbidité, de l'occurrence des tempêtes, de la granulométrie, des courants et du temps d'immersion (profondeur de l'eau). Certains de ces paramètres peuvent probablement être déduits (avec certaines modifications) d'autres programmes de surveillance déjà en place (Vandermeulen, 1998).

## 5.4. Évaluation et choix des indicateurs

Dans la section précédente, nous avons décrit les indicateurs pertinents pour les problématiques touchant la communauté à *Mya–Macoma*. Dans le texte, les indicateurs sont classés en fonction du niveau d'organisation de l'écosystème, alors que les indicateurs se rapportant à chacune des problématiques (pêches, pollution, modifications de l'habitat et changement climatique) sont indiqués dans les figures 6 à 9.

En vue d'élaborer un programme de surveillance, nous devons choisir une série d'indicateurs parmi les indicateurs possibles. Comme les mesures de suivi sont répétitives et que les ressources sont limitées, nous devons avoir recours d'une part à des indicateurs peu coûteux et d'autre part au plus petit nombre d'indicateurs nécessaires pour obtenir les informations requises. Ces exigences (et compromis) se reflètent dans les critères auxquels les indicateurs doivent correspondre, et qui sont indiqués dans le tableau 2.

L'évaluation des indicateurs en fonction des critères du tableau 2 permet de choisir une série d'indicateurs, ce que nous ferons dans la section suivante. Signalons que les critères les plus importants pour les indicateurs ne sont pas les mêmes pour tous les types d'indicateurs. Par exemple, il importe que les indicateurs d'alerte donnent rapidement des résultats et, dans une moindre mesure, qu'ils assurent une meilleure intégration que les indicateurs de conformité. En outre, les indicateurs ne sont jamais parfaits et la majorité d'entre eux sont associés à des problèmes méthodologiques pour un critère ou l'autre. Le processus de sélection doit donc viser à corriger ces lacunes en permettant d'obtenir une série d'indicateurs qui couvrent dans l'ensemble le critère essentiel et permettent l'élaboration d'un programme qui fournit des données suffisantes à propos de l'écosystème choisi.

Dans le cadre du processus de sélection, il importe également d'énoncer à nouveau les objectifs et de les préciser. Les objectifs particuliers doivent être énoncés clairement dans chaque cas, pour la communauté et la zone en cause. Ils peuvent être énoncés de façon explicite, à l'aide des propriétés majeures et de la hiérarchie organisationnelle de l'écosystème présentée plus haut dans le rapport. Un exemple d'un objectif pourrait être pour une zone donnée que « la population de *Mya* ne doit pas descendre à moins de 85 % de son effectif initial ». En mettant l'accent sur les objectifs, on peut garder à l'esprit le but du programme de surveillance, c'est-à-dire les données qui doivent nous être fournies par les indicateurs.

5.4.1. Choix d'une série d'indicateurs

Dans la section suivante, nous choisissons une série d'indicateurs pour la communauté à *Mya–Macoma*. Ces indicateurs sont choisis par suite d'un examen de tous les indicateurs présentés pour chacune des quatre problématiques (voir les figures 6 à 9). Chaque indicateur est évalué en fonction de critères (tableau 2) se rapportant à une problématique particulière. Le tableau 3 présente la série d'indicateurs choisis.

A. Indicateurs d'état

*Indicateurs au niveau individuel*
Au niveau de l'individu, la condition, la croissance et le comportement sont les principales propriétés affectées par la problématique de la pêche, tandis que la problématique des polluants agit sur la condition et la fréquence des maladies/parasites. Dans le cas des modifications de l'habitat, la condition et la croissance sont les propriétés affectées, alors que pour le changement climatique, la condition et les propriétés de reproduction sont les facteurs les plus susceptibles de réagir.

Parmi les nombreux indices de condition indiqués, nous proposons de mettre l'accent sur l'***indice de condition morphométrique (ICM)*** et la ***teneur énergétique*** pour trois des quatre problématiques (à l'exception de la pollution). L'ICM présente une validité scientifique et intègre les conditions auxquelles sont confrontés les bivalves. Il est également peu coûteux et facile à mesurer par rapport à d'autres indicateurs. La teneur énergétique, par contre, est une mesure plus précise qui devrait compléter l'ICM. La ***teneur en glycogène des gonades*** devrait être très utile pour les quatre problématiques. La teneur en glycogène des gonades est plus difficile à mesurer que la teneur énergétique totale, mais cet indicateur s'est déjà révélé très précieux pour déterminer la condition des *Mya* au niveau de l'individu. Pour traiter de la question de la pollution, l'***activité enzymatique*** est l'indicateur proposé, plus particulièrement un enzyme général comme la glucose-6-phosphate-déshydrogénase. Il s'agit d'un indicateur dont la réaction à la pollution est bien documentée, qui est sensible, donne rapidement des résultats et n'entraîne pas de mesures trop complexes.

À titre d'indicateur de croissance, qui est une propriété affectée par la pêche et les modifications de l'habitat, nous proposons la ***croissance de la coquille***, étant donné qu'elle est beaucoup plus simple à établir que la croissance tissulaire. Cet indicateur est choisi malgré les risques d'erreur se rapportant à l'utilisation des lignes de croissance dans la coquille.

***L'indice gonadosomatique*** est un indicateur de la reproduction. Il s'agit d'un indicateur du potentiel de reproduction qui présente une validité scientifique et est relativement facile à mesurer, même si les mesures doivent être faites à une période particulière de l'année.

Comme indicateur de comportement de *M. arenaria*, nous proposons d'utiliser la ***profondeur d'enfouissement*** (en rapport avec la taille de la coquille). Cet indicateur s'applique surtout à la pêche (extraction à la bêche, perturbation du sédiment) et constitue une mesure rapide et relativement facile à déterminer.

**Tableau 3.** Indicateurs proposés pour chacune des problématiques identifiées pour la communauté à *Mya–Macoma*. Ces indicateurs ont été choisis parmi la série d'indicateurs présentés aux figures 6 à 9 pour chacune des problématiques et aux différents niveaux de l'écosystème. Les lettres dans les dernières colonnes indiquent la problématique auquel l'indicateur se rapporte : Pê = pêches, Po = pollution, H = modifications de l'habitat, C = changement climatique.

| Propriétés | Indicateurs | PÊ | PO | H | C |
|---|---|---|---|---|---|
| **Composante biologique de l'écosystème** | | | | | |
| *Niveau de l'individu* | | | | | |
| Condition | Activité enzymatique | | x | | |
| | Indice de condition morphométrique | x | | x | x |
| | Contenu énergétique | x | | x | x |
| | Teneur en glycogène des gonades | x | x | x | x |
| Croissance | Taille de la coquille | x | | x | |
| Capacité reproductrice | Indice gonadosomatique | | | | x |
| Comportement | Profondeur d'enfouissement | x | | | |
| Maladies/parasites | Fréquence des maladies | | x | | |
| *Niveau de la population* | | | | | |
| Biomasse | g/m² | x | x | | |
| Productivité | g/m²/année | x | x | | |
| Abondance | Densité ($n^{bre}$/m²) | x | x | x | |
| | CPUE | x | | | |
| Distribution | Surface (m²) | x | | x | x |
| Reproduction | Recrutement ($n^{bre}$ naissains/m²) | | x | x | x |
| | Période de ponte | | | | x |
| Structure d'âge | Structure de taille | x | | | |
| *Niveau de la communauté* | | | | | |
| Biomasse | g/m² | x | x | x | x |
| Productivité | g/m²/année | x | x | x | x |
| Diversité | Richesse spécifique | x | x | x | x |
| | Indice Shannon-Wiener | x | x | x | x |
| | Indice taxonomique de Warwick | x | x | x | x |
| Dominance | Courbes de dominance K | x | x | x | x |
| Composition spécifique | (Stat. à var. multiples) IDVM | x | x | x | x |
| *Niveau de l'écosystème* | | | | | |
| Prod. biomasse/trophique | Spectre de taille écologique | x | | x | x |
| Struct./comp. trophique | IIBB | x | x | x | x |
| Prédateurs supérieurs | Succès de la reproduction | | x | | |
| | Effets sublétaux des contaminants | | x | | |
| **Composante chimique de l'écosystème** | | | | | |
| Recyclage des nutriments | Profondeur de la couche anoxique | x | x | x | x |
| Contaminants | Teneur dans les tissus | | x | | |
| **Composante physique de l'écosystème** | | | | | |
| Sédiment/substrat | Granulométrie | x | | x | x |
| | % matière organique | x | x | x | x |
| Turbidité | Unités de turbidité néphélométrique | | x | | |

Enfin, un indice qui convient à la problématique de la pollution est la fréquence des maladies/parasites, notamment « ***l'indice de gravité des pathologies*** ». La validité scientifique de cet indicateur est bien établie pour la pollution, il permet une intégration et peut être relié à des normes. Le paramètre des maladies est proposé pour la problématique de la pollution étant donné que cet indicateur permet de déceler les problèmes avec une précision et une spécificité accrues.

*Indicateurs au niveau de la population*
Au niveau de la population, nous recherchons des indicateurs pour la biomasse, la productivité, l'abondance, la distribution et la structure d'âge des populations de *M. arenaria* en rapport avec la problématique de la pêche. Pour la problématique de la pollution, les propriétés qui doivent être surveillées sont la biomasse, la productivité, l'abondance et la reproduction. Dans le cas des modifications de l'habitat, l'abondance, la distribution et la reproduction sont les principales propriétés touchées. Pour le changement climatique, la distribution et la reproduction sont probablement les propriétés les plus sensibles.

Les mesures de la biomasse sont obtenues à l'aide d'échantillons de la population qui permettent de mesurer le poids sec ou le poids sec sans cendre (***g/m²***). Nous proposons que la productivité (***g/m²/année***) soit évaluée à l'aide de la formule $P = \Sigma\ (N_t + N_{t+1})/2 \cdot \Delta\ w$ (section 6.4.2. C), qui ne tient pas compte de la structure d'âge et de la reproduction et est donc relativement facile à déterminer.

Pour l'abondance et la distribution, nous proposons que les propriétés servent également d'indicateurs (***$n^{bre}$/m²*** **et** ***m²***). Il est possible que la mesure des ***captures par unité d'effort*** puisse être obtenue pour la pêche, mais nous proposons également de recourir à une estimation plus précise de l'abondance.

L'indicateur proposé pour la structure d'âge est la ***structure de taille***. La mesure des anneaux annuels en vue d'évaluer l'âge donnerait une estimation plus précise, mais serait plus coûteuse et plus difficile à réaliser. La structure de taille a été utilisée fréquemment, est facile à mesurer et constitue un indicateur intégratif. On obtient une mesure plus précise en comptant les anneaux de croissance annuelle dans un sous-échantillon pour établir la correspondance de la taille et de l'âge spécifique à la population. Cela représente un compromis valable qui associe une précision accrue à une meilleure efficacité au plan des coûts.

À titre d'indicateur de reproduction, nous proposons le taux de recrutement (***$n^{bre}$ naissains/m²***). Cette mesure de la reproduction est plus facile à obtenir et offre une meilleure intégration que la mesure, par exemple, de l'établissement des larves sur le fond. Un autre indicateur, qui est utile pour la problématique du changement climatique, est la ***période de ponte***. La période de ponte, qui est directement reliée à la température, réagit donc à une modification de la température.

*Indicateurs au niveau de la communauté*
Au niveau de la communauté, il importe d'examiner la productivité et la biomasse totale, ainsi que la composition spécifique totale pour les quatre problématiques.

La productivité et la biomasse totale de la communauté sont obtenues en déterminant la biomasse et le changement de biomasse en fonction du temps, qui sont mesurés en poids sec ou en poids sec sans cendre (***g/m²*** et ***g/m²/année***). Il s'agit de mesures intégratives relativement grossières, mais faciles à présenter et significatives au plan des communautés.

La composition spécifique est étudiée à l'aide de ***statistiques à variables multiples*** *(IDVM)*. Si un effet est décelé dans la composition spécifique et que cet effet est régulier, il est possible que les mesures de la diversité ou de la dominance soient suffisantes. Les indicateurs proposés pour ces propriétés sont la *richesse spécifique*, l'***indice Shannon-Wiener***, l'***indice taxonomique de Warwick*** et les ***courbes de dominance K***. Tous ces indicateurs présentent une validité scientifique, mais les deux premiers ne sont pas très sensibles aux perturbations d'intensité faible ou moyenne. Ils présentent cependant l'avantage d'avoir été largement utilisés, et leurs réactions dans diverses circonstances sont relativement bien connues.

*Indicateurs au niveau de la composante biologique l'ecosystème*
Au niveau de l'ensemble des communautés, la productivité est choisie pour tous les problématiques à l'exception de la pollution, où nous préférons les indicateurs portant sur les prédateurs supérieurs. Pour les quatre problématiques, la composition et la structure trophiques sont pertinentes. Cependant, la surveillance à ce niveau devrait s'effectuer seulement lorsqu'un effet ait été bien documenté au niveau de la communauté. Par contre, l'information sur la structure et la composition trophique peut également être appliquée au niveau de la communauté, soit lorsque seuls des organismes appartenant à la communauté benthique sont étudiés sous l'aspect des niveaux trophiques.

En vue d'obtenir des estimations de la productivité, le ***spectre de taille écologique*** est proposé à titre d'indicateur, pour permettre la mesure de la biomasse d'un certain nombre de communautés dans le sédiment. Cet indicateur suit plus ou moins la distribution de la biomasse parmi diverses communautés, et fournit donc des données intégrées à propos de la productivité.

L'indicateur de composition ou de structure trophique pourrait être semblable à l'indice *IIBB*, qui doit ensuite être adapté aux conditions locales.

Pour la problématique de la pollution, l'effet de l'accumulation des contaminants chez les prédateurs supérieurs et leur reproduction sont des éléments qu'il importe de suivre. Les indicateurs proposés sont le ***succès de reproduction*** et les ***effets sublétaux des contaminants*** chez les oiseaux piscivores ou benthivores. Les oiseaux ont été relativement bien étudiés, ce qui fournit de bonnes bases pour obtenir des indicateurs valides au plan scientifique. Cet information pourrait être obtenue par d'autres programmes.

*Indicateurs au niveau de la composante chimique de l'écosystème*
Concernant la composante chimique de l'écosystème, les quatre problématiques pourraient avoir un effet perturbateur sur le cycle des nutriments.

Lors d'un changement important dans le cycle des nutriments, la ***profondeur de la couche anoxique*** du sédiment devrait varier. Il s'agit d'une mesure intégrative qui ne fournit donc pas

de données particulières sur le cycle des nutriments. Il est donc inévitable que certaines modifications du cycle passent inaperçues avec cette méthode plutôt grossière. La profondeur est par contre rapide et facile à mesurer, contrairement à toutes les mesures directes du cycle des nutriments.

Pour la problématique de la pollution, la teneur en contaminants dans l'environnement doit être suivie, à l'aide d'un indicateur comme la ***concentration dans le tissu en contaminants***, par exemple pour *Mya*. Il s'agit d'un indicateur de pression pour un contaminant particulier qui n'est pas difficile à mesurer, est intégratif et présente une validité scientifique.

*Indicateurs au niveau de la composante physique de l'écosystème*
Pour la composante physique de l'écosystème, la structure du sédiment peut être modifiée par les quatre problématiques. Les courants changent après des modifications de l'habitat ou du climat, alors que la turbidité s'applique plus particulièrement à la pollution et aux modifications de l'habitat.

Un changement dans le sédiment ou le substrat peut être décelé par l'analyse de la ***granulométrie***. Généralement cet analyse est effectuée sur l'ensemble du sédiment contenu dans la carotte prélevée (couches mélangées), mais on obtiendrait des données plus détaillées si des couches distinctes étaient examinées. La première technique est toutefois moins coûteuse. La quantité de matière organique est un autre indicateur pertinent (***% matière organique***) qui est facile à obtenir. La ***turbidité*** (en unités de turbidité néphélémétrique) peut elle aussi être évaluée facilement et rapidement.

D'autres facteurs qu'il importe de suivre pour la problématique de la pêche sont la température, l'occurrence des tempêtes, l'affouillement par les glaces et l'importance de la production primaire (mesures sur une grande échelle de la production primaire, par exemple par télédétection de la chlorophylle *a)*. Pour la problématique de la pollution, nous devons examiner la température de l'air et de l'eau, les précipitations et l'occurrence des tempêtes. Dans le cas des modifications de l'habitat, les précipitations, les tempêtes et la salinité sont les éléments à surveiller. Enfin, pour la problématique du changement climatique, les facteurs additionnels d'importance sont la température de l'air, l'occurrence et la force des tempêtes, la couverture de glace et l'érosion.

B. Indicateurs de pression

À titre d'indicateurs de pression pour la pêche, nous proposons le ***nombre de personnes qui récoltent des myes, par unité de surface, par jour***. Pour la pollution, nous proposons le ***nombre d'habitants dans les zones adjacentes, le nombre d'industries*** et ***l'ampleur de l'agriculture***, associés à des données sur ***l'épuration des eaux résiduaires***. Comme indicateurs de pression pour les modifications de l'habitat, nous proposons le ***nombre de barrages, leurs dimensions*** et la ***modification des apports des rivières*** provoquée par les digues. Dans le cas du changement climatique, les ***émissions de $CO_2$*** permettent d'estimer la pression. Il faut cependant prévoir un délai assez long dans ce cas, et un indicateur additionnel comme la ***variation de la température annuelle moyenne*** peut être utilisé comme indicateur de pression.

### 5.4.2. Observations sur la série d'indicateurs

Il existe un chevauchement important entre les indicateurs choisis pour les quatre problématiques. Signalons qu'au fur et à mesure que l'on s'élève dans la partie biologique de la hiérarchie organisationnelle, les indicateurs sont plus souvent les mêmes étant donné la nature intégrative des stades organisationnels supérieurs.

La majorité des indicateurs retenus peuvent être placés dans la catégorie des indicateurs de conformité (dès qu'ils sont associés à des objectifs appropriés). Seuls l'activité enzymatique, le poids des gonades et la profondeur d'enfouissement constituent des indicateurs d'alerte, alors que la granulométrie et la turbidité peuvent jouer le rôle d'indicateurs diagnostiques. Les facteurs naturels (ex. température, tempête) peuvent également servir d'indicateurs diagnostiques. Ainsi, la série d'indicateurs répond aux exigences mentionnées dans la section sur les indicateurs.

## 6. CONCLUSION

Dans ce rapport, nous avons élaboré une méthodologie pour l'évaluation et le suivi de la santé des communautés biologiques marines. Nous avons d'abord considéré le concept de santé de l'écosystème à partir duquel nous avons développé une approche "écosystémique" pour nous aider à choisir des indicateurs. Cette approche écosystémique comprend l'identification de problématiques principales touchant une communauté et les propriétés de chaque niveau de l'écosystème qui sont affectées par ces problématiques principales. Nous avons alors suggéré des indicateurs potentiels pour ces propriétés et suite à un examen de leur concordance avec certains critères, avons retenu un ensemble final d'indicateurs.

Un des avantages de cette démarche est la priorisation effectuée aux différentes étapes : problématiques principales, niveaux organisationnels, propriétés et indicateurs. Ceci permet un examen détaillé, tout en maintenant une vision générale et vise à limiter le nombre d'indicateurs requis pour couvrir une question. Enfin, cette approche favorise un suivi dirigé par une question de départ, puisqu'on doit fonder sur des hypothèses nos objectifs et points de repère.

Dans ce rapport, nous n'avons pas abordé le mode de présentation des valeurs attribuées à la série d'indicateurs. Parmi les méthodes les plus utilisées, on note "l'approche par feux de circulation" ou "traffic light approach" (Caddy, 1998.), où les différentes couleurs signalent le degré de concordance des valeurs des indicateurs avec les objectifs. Une autre méthode courante utilise un indice composite résumant en un seul terme les valeurs indicielles des différents indicateurs, soit l'indice d'intégrité écologique (Karr *et al.*, 1986). Une troisième, la méthode "amibe", présente un cercle découpé selon le nombre d'indicateurs utilisés, les objectifs étant représentés par le rayon du cercle. Toute valeur d'indicateur qui excède l'objectif, dépasse également le rayon du cercle (Brink, 1991; De Zwart *et al.*, 1995) .

Tout au long du rapport, nous avons utilisé la communauté à *Mya–Macoma* comme exemple d'application de cette approche. Toutefois, l'approche écosystémique par problématiques principales peut également s'appliquer à d'autres communautés biologiques et à d'autres

échelles de l'écosystème. On peut concevoir par exemple le développement d'une approche de suivi pour une aire marine plus étendue, en utilisant cette même démarche. Dans un tel cas, les problématiques pourraient avoir un impact ciblé davantage sur le plus haut niveau de l'écosystème.

La suite d'indicateurs que nous avons présentée pour la communauté à *Mya–Macoma* n'a pas encore été mise à l'essai. Bien que la validité de plusieurs indicateurs soit bien connue, la performance de l'ensemble d'indicateurs devrait être testée au moyen d'une approche sur sites multiples soumis à différents degrés d'impact. Des études sont présentement effectuées dans la Région du Québec sur la communauté à *Mya–Macoma* pour vérifier la validité de plusieurs indicateurs.

Dans le cas de la communauté à *Mya–Macoma*, les objectifs et points de repère pour chaque indicateur devraient éventuellement être fixés. Certains objectifs peuvent varier en fonction de caractéristiques propres aux sites, même si les objectifs généraux demeurent les mêmes pour une région plus étendue. Toutefois, l'association des points de repère avec chaque indicateur peut être établie sur une base encore plus générale. En réalité, l'établissement de points de repère dans tout écosystème ou communauté constitue probablement la partie la plus difficile de l'ensemble de la mise en place d'un suivi. Cette partie est en effet fondée sur une connaissance scientifique détaillée des processus en cause.

La présente suite d'indicateurs est limitée par nos connaissances sur l'écosystème et les communautés benthiques de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Pendant la progression du suivi et avec l'accumulation des connaissances, le nombre d'indicateurs pourrait éventuellement diminuer. D'autres ajustements sont également possibles pour améliorer la suite d'indicateurs. Cependant, ces changements devraient être maintenus au minimum si l'on veut assurer la continuité du suivi.

## 7. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier le D[r] Magella Guillemette (Université du Québec à Rimouski) pour ses commentaires avisés durant le développement préliminaire de ce document. Merci également à Herb Vandermeulen, Marie-France Dalcourt, Laure Devine, Louise Gendron, Pierre Beaufils et Robert Siron qui ont commenté judicieusement ce document.

## 8. RÉFÉRENCES

Ambrose, W.G. Jr., Dawson, M., Gailey, C., Ledkovsky, P., O'Leary, S., Tassinari, B., Vogel, H. et Wilson, C. 1998. Effects of baitworm digging on the soft-shell clam, *Mya arenaria*, in Maine: Shell damage and exposure on the sediment surface. Journal of Shellfish Research 17(4): 1043-1049.

Anderson, J.E. 1991. A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. Conservation Biology 5: 347-352.

André, C. et Rosenberg, R. 1991. Adult-larval interactions in the suspension-feeding bivalves *Cerastoderma edule* and *Mya arenaria*. Marine Ecology Progress Series 71: 227-234.

Angermeier, P. L. et Karr, J. R. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. Bioscience 44 (10): 690-697.

Anon. 1992. Convention on biological diversity 5th of June 1992. http://www.biodiv.org/convention/articles.asp

Anon. 1997. European environmental state indicators. Report from the project Environmental State Indicators. European Environmental Agency/Swedish EPA.

Anon. 2002. Canada's Oceans Strategy. Our Oceans, Our Future. Policy and operational framework for integrated management of estuarine, coastal and marine environments in Canada. Fisheries and Oceans Canada, Oceans Directorate. Ottawa, Ont., 36 p.

Appeldoorn, R.S. 1995. Covariation in life-history parameters of soft-shell clams (*Mya arenaria*) along a latitudinal gradient. ICES Marine Science Symposia 199: 19-25.

Azovsky, A.I., Chertoprood, M.V., Kusheruk, N.V. et Rybnikov, P.V. 2000. Fractal properties of spatial distribution of intertidal benthic communities. Marine Biology 136 (3) : 581-590.

Bacon, G.S., MacDonald, B.A. et Ward, J.E. 1998. Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variation in the concentration and quality of suspended particles. I. Feeding activity and selection. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 219: 105-125.

Bayne, B.L. et Newell, R.C. 1983. Physiological energetics of marine molluscs. *In:* Saleuddin, A.S.M. et Wilbur, K.M. (eds.), The Mollusca, Vol. 4. Physiology, part 1. Academic Press, New York, pp. 407-515.

Begon, M., Harper, J.L. et Townsend, C.R. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. 2nd edition. Blackwell Scientific Publications, Boston.

Beukema, J.J. 1992. Expected changes in the Wadden Sea benthos in a warmer world: Lessons from periods with mild winters. Netherlands Journal of Sea Research 30: 73-79.

Biorex 1999a. Qualité du milieu marin de la Haute-Côte-Nord de l'estuaire du Saint-Laurent en support à la gestion intégrée de la zone côtière. Rapport produit pour la ministère des Pêches et Océans du Canada. Québec, Canada, 185 p.

Biorex 1999b. Caractérisation biophysique et des usages d'un secteur retenu pour la détermination d'une zone de protection marine dans l'estuaire du Saint-Laurent. Volume 1. Introduction, cadre biophysique et anthropique. Rapport produit pour la ministère des Pêches et Océans du Canada en collaboration avec le Groupe de recherche et d'éducation sur le milieu marin (GREMM) et la Société Duvetnor Ltée. Pagination multiple.

Biorex 1999c. Caractérisation biophysique et des usages d'un secteur retenu pour la détermination d'une zone de protection marine dans l'estuaire du Saint-Laurent. Volume 3. Autres habitats et ressources importants. Problématique et enjeux. Rapport produit pour la ministère des Pêches et Océans du Canada en collaboration avec le Groupe de recherche et d'éducation sur le milieu marin (GREMM) et la Société Duvetnor Ltée. Pagination multiple.

Boesch, D.F. et Rosenberg, R. 1981. Response to stress in marine benthic communities. *In*: Barrett, G.W. et Rosenberg, R. (eds.) Stress effects on natural ecosystems. John Wiley, Chichester, pp. 179-200.

Bonsdorff, E. et Wenne, R. 1989. A comparison of condition indices of *Macoma balthica* (L.) from the northern and southern Baltic Sea. Netherlands Journal of Sea Research 23: 45-55.

Bost, C.A. et Le Maho, Y. 1993. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. Acta Oecologica 14(3): 463-470.

Bourgeois, M. 1996. La production en milieu marin. *In:* Levasseur, C. (ed.), Biologie marine: Applications aux eaux du Saint-Laurent. Centre collégial de développement de matériel didactique, Montréal, pp. 195-215.

Brink, B. ten 1991. The AMOEBA approach as a useful tool for establishing sustainable development. *In:* Kuik, O et Verbruggen, H. (eds) *In* Search of Indicators of Sustainable Development, pp. 71-88. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, (Netherland).

Brown, S.S., Gaston, G.R., Rakocinski, C.F. et Heard, R.W. 2000. Effects of sediment contaminants and environmental gradients on macrobenthic community trophic structure in Gulf of Mexico estuaries. Estuaries 23(3) : 411-424.

Bryan, G.W., Langston, W.J., Hummerstone, L.G. et Burt, G.R. 1985. A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. Marine Biological Association of the United Kingdom, Occasional Publication Number 4, pp. 1-92.

Buckley, J. 1989. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and invertebrates (North Atlantic) – Winter flounder. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 82 (11.87): 12 p.

Burger, J. et Peakall, D. 1995. Methods to assess the effects of chemicals on aquatic and terrestrial wildlife, particularly birds and mammals. *In:* Linthurst, R.A., Bourdeau, P. et Tardiff, R.G. (eds.) Methods to assess the effects of chemicals on ecosystems. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 291-306.

Burke, M.V. et Mann, K.H. 1974. Productivity and production: biomass ratios of bivalve and gastropod populations in an Eastern Canadian estuary. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 31: 167-177.

Burns, K.A. et Smith, J.L. 1981. Biological monitoring of ambient water quality: the case for using bivalves as sentinel organisms for monitoring petroleum pollution in coastal waters. Estuarine, Coastal and Shelf Science 13: 433-443.

Burton, R.S. 1996. Molecular tools in marine ecology. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 200: 85-101.

Caddy, J. F. 1998. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations. FAO Fisheries Technical Paper No. 379, 30 p.

Cairns, J.Jr. 1986. The myth of the most sensitive species. BioScience 36(10): 670-672.

Cairns, J.Jr., McCormick, P.V. et Niederlehner, B.P. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263: 1-44.

Callicott, J.B., Crowder, L.B. et Mumford, K. 1999. Current normative concepts in conservation. Conservation Biology 13: 22-35.

Callicott, J.B. et Mumford, K. 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. Conservation Biology 11: 32-40.

Calow, P. 1993. Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. Journal of Aquatic Ecosystem Health 1: 1-15.

Calow, P. 1995. Ecosystem health - A critical analysis of concepts. *In:* Rapport, D.J., Gaudet, C.L. et Calow, P. (eds.). Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems, Springer-Verlag, Berlin, pp. 33-41.

Caporale, D.A., Beal, B.F., Roxby, R. et Van Beneden, R.J. 1997. Population structure of *Mya arenaria* along the New England coastline. Molecular Marine Biology and Biotechnology 6(1): 33-39.

Capuzzo, J.M. 1988. Physiological effects of a pollutant gradient–summary. Marine Ecology Progress Series 46: 147-148.

Centre Saint-Laurent 1996. Rapport-synthèse sur l'état du Saint-Laurent. Volume 1 : L'écosystème du Saint-Laurent. Environnement Canada – Région du Québec, Conservation de l'environnement – et Éditions MultiMondes, Montréal, Coll. Bilan Saint-Laurent.

Chapdelaine, G. et Rail, J.-F. 1997. Relationships between cod fishery activities and the population of herring gulls on the North Shore of the Gulf of St. Lawrence, Quebec, Canada. ICES Journal of Marine Science 54: 708-713.

Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity – towards quantification. Ecological Modelling 77: 3-32.

Christensen, V. et Pauly, D. 1992. ECOPATH II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling 61: 169-185.

Christensen, V. et Pauly, D. 1998. Changes in models of aquatic ecosystems approaching carrying capacity. Ecological Applications 8(1 suppl.): S104-S109.

Clarke, G.M. 1993. Fluctuating asymmetry of invertebrate populations as a biological indicator of environmental quality. Environmental Pollution 82: 207-211.

Clarke, G.M. 1995. Relationships between developmental stability and fitness: Application for conservation biology. Conservation Biology 9: 18-24.

Clarke, K.R. 1990. Comparison of dominance curves. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 138: 143-157.

Clarke, K.R. et Warwick, R.M. 1998a. Quantifying structural redundancy in ecological communities. Oecologia 113: 278-289.

Clarke, K.R. and Warwick, R.M 1998b. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. Journal of Applied Ecology 35(4): 523-531.

Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of health. *In:* Costanza, R., Norton, B., Haskell, B. (eds.) Ecosystem health – New goals for environmental management. Island Press, Washington DC, pp. 239-256.

Costanza, R., Norton, B. et Haskell, B. (eds.) 1992. Ecosystem health - New goals for environmental management. Island Press, Washington DC.

Cook, R.B, Suter, G.W.II. et Sain, E.R. 1999. Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 1. Introduction and background. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4): 581-588.

Cowles, T.J. et Remillard, J.F. 1983. Effects of exposure to sublethal concentrations of crude oil on the copepod *Centropages hamatus*. I. Feeding and egg production. Marine Biology 78: 45-51.

Cranford, P.J., Peer, D.L. et Gordon, D.C. 1985. Population dynamics and production of *Macoma balthica in* Cumberland Basin and Shepody Bay, Bay of Fundy. Netherlands Journal of Sea Research 19 (2): 135-146.

Crisp, D.J. 1984. Energy flow measurements. *In:* Holme, N.A. and McIntyre, A.D. (eds.) Methods for the study of marine benthos, 2nd edition. IBP Handbook no. 16. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 284-372.

Cunningham, W.P., Ball, T., Cooper, T.H., Gorham, E., Hepworth, M. et Marcus, A.A. (eds.) 1994. Environmental encyclopedia. Gale Research Inc., Detroit, MI.

Currie, D.R. et Parry, G.D. 1999. Changes to benthic communities over 20 years in Port Phillip Bay, Victoria, Australia. Marine Pollution Bulletin 38(1): 36-43.

Dame, R.F. 1996. Ecology of marine bivalves. An ecosystem approach. CRC Press, Boca Raton, Florida. 254 p.

Dauer, D.M, Ranasinghe, J.A. et Weisberg, S.B. 2000. Relationships between benthic community condition, water quality, sediment quality, nutrient loads, and land use patterns in Chesapeake Bay. Estuaries 23(1): 80-96.

DeAngelis, D.L. 1980. Energy flow, nutrient cycling and ecosystem resilience. Ecology 61: 764-771.

Depledge, M.H. et Hopkin, S.P. 1995. Methods to assess effects on brackish, estuarine, and near-coastal water organisms. *In:* Linthurst, R.A., Bourdeau, P. et Tardiff, R.G. (eds.) Methods to assess the effects of chemicals on ecosystems. SCOPE 53. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 125-149.

Desrosiers, G., Billan-Santini, D., Brêthes, J.-C.F. et Willsie, A. 1990. Variability in trophic dominance of crustaceans along a gradient of urban and industrial contamination. Marine Biology 105: 137-143.

De Zwart, D. et Triverdi, R.C. 1995. Manual on Water Quality, Rep. No 802023003, National Institute for Public Health and Environment, Bilthoven, the Netherlands.

Done, T.J. et Reichelt, R.E. 1998. Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: generic goals and performance indices. Ecological Application 8(1 suppl.): S110-S118.

Dortch, Q. et Packard, T.T. 1989. Differences in biomass structure between oligotrophic and eutrophic marine ecosystems. Deep-Sea Research 36(2): 223-240.

Dunn, R., Mullineaux, L.S. et Mills, S.W. 1999. Resuspension of postlarval soft-shell clams *Mya arenaria* through disturbance by the mud snail *Ilyanassa obsoleta*. Marine Ecology Progress Series 180: 223-232.

Emerson, C.W. 1990. Influence of sediment disturbance and water flow on the growth of the soft shell clam, *Mya arenaria* L. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47: 1655-1663.

Emerson, C.W., Grant, J. et Rowell, T.W. 1990. Indirect effects of clam digging on the viability of soft-shell clams, *Mya arenaria* L. Netherlands Journal of Sea Research 27(1): 109-118.

Fefer, S. et Schettig, P. 1980. An ecological characterization of coastal Maine. 1-3. National Coastal Ecosystems Team (U.S.). Fish and Wildlife Service. Various pagings.

Finn, J.T. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. Ecology 61: 562-571.

Fish, J.D. et Fish, S. 1996. A student's guide to the seashore. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge. 564 p.

Flint, R.W. et Kalke, R.D. 1983. Environmental disturbance and estuarine benthos functioning. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 31: 501-511.

Fréchette, M., Giguère, M. et Daigle, G. 2000. Étude de l'effet du site d'élevage et de la provenance des spécimens sur le potentiel aquicole du pétoncle d'Islande *Chlamys islandica* (O.F. Müller) en Côte-Nord. Rapport canadien à l'industrie sur les sciences halieutiques et aquatiques 258, vii+25 p.

Furness, R.W. et Camphuysen, C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. ICES Journal of Marine Science 54: 726-737.

Gee, J.M., Warwick, R.M., Schaanning, M., Berge, J.A. et Ambrose, W.G. 1985. Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 91: 247-262.

Gibb, J.O.T., Allen, J.R. et Hawkins, S.J. 1996. The application of biomonitors for the assessment of mine-derived pollution on the west coast of the Isle of Man. Marine Pollution Bulletin 32(6): 513-519.

Gilfillan, E.S., Page, D.S., Foster, J.C., Vallas, D., Gonzales, L., Luckerman, A., Hotham, J.R., Pendergast, E. et Hebert, S. 1984. A comparison of stress indicators at the biological, organismal and community level of organization. Marine Environmental Research 14: 503-504.

Gosselin, L.A. 1987. *Mya arenaria* sur la Haute Côte-Nord, Québec. Rapport interne. Pêche et Océans Canada. 10 p.

Grant, J. et Thorpe, B. 1991. Effects of suspended sediment on growth, respiration and excretion of the soft-shell clam (*Mya arenaria*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 48: 1285-1292.

Gray, J.S., Clarke, K.R., Warwick, R.M., et Hobbs, G. 1990. Detection of initial effects of pollution from the Ekofisk and Eldfisk oilfields, North Sea. Marine Ecology Progress Series 66(3): 285-299.

Günther, C.P. 1992. Settlement and recruitment of *Mya arenaria* L. *in* the Wadden Sea. Journal of Experimental Biology and Ecology 159: 203-215.

Hagberg, J. et Tunberg, B.G. 2000. Studies on the covariation between physical factors and the long-term variation of the marine soft bottom macrofauna in Western Sweden. Estuarine, Coastal and Shelf Science 50: 373-385.

Hansen, P.-D. 1995. Assessment of ecosystem health: development of tools and approaches. *In:* Rapport, D.J., Gaudet, C.L. et Calow, P. (eds.) Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems. NATO ASI Series. Springer Verlag, Berlin, pp. 195-217.

Harvey, M. 1990. Variations spatio-temporelles des paramètres démographiques et de l'allocation d'énergie du bivalve *Macoma balthica* (L.) dans la zone intertidale de l'estuaire maritime du Saint-Laurent (Québec, Canada). Thèse Ph.D. Université de Québec à Rimouski.

Hawkins, C.M. 1985. La mye. Le monde sous-marin. Pêches et Océans Canada, 6 p.

Hawkins, C.M. et Rowell, T.W. 1987. The importance of cleansing in the calculation of condition index in the soft-shell clam, *Mya arenaria* (L.). Journal of Shellfish Research 6(2): 85-88.

Hilty, J. et Merenlender, A. 2000. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. Biological Conservation 92: 185-197.

Holme, N.A. et McIntyre, A.D. (eds.) 1984. Methods for the study of marine benthos. 2nd edition. IBP Handbook no. 16. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 387 p.

Hopkinson, C.S. et Wetzel, R.L. 1982. *In situ* measurements of nutrient and oxygen fluxes in a coastal marine benthic community. Marine Ecosystem Progress Series 10: 29-35.

Hunsaker, C.T. et Carpenter, D.E. (eds.) 1990. Environmental monitoring and assessment program: Ecological indicators. Office of Research and Development, United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.

Jamieson, G., O'Boyle, R., Arbour, J., Cobb, D. Courtenay, S., Gregory, R., Levings, C., Munro, J., Perry, I. et Vandermeulen, H. 2001. Proceedings of the National Workshop on Objectives and Indicators For Ecosystem-based Management Sidney, British Columbia, 27 February – 2 March 2001. Canadian Science Advisory Secretariat Proceedings Series 2001/09. 142 p.

Jones, D.S., Barnthouse, L.W., Suter, G.W.II. Efroymson, R.A., Field, J.M. et Beauchamp, J.J. 1999. Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 3. Benthic invertebrates. Environmental Toxicology and Chemistry 18(4): 599-609.

Justić, D. 1991. A simple oxygen index for trophic state description. Marine Pollution Bulletin 22(4): 201-204.

Karr, J.R. 1993. Defining and assessing ecological integrity: beyond water quality. Environmental Toxicology and Chemistry 12: 1521-1531.

Karr, J.R. et Dudley, D.R. 1991. Ecological perspectives on water quality goals. Environmental Management 5: 55-68.

Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. et Schlosser, I.J. 1986. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5, September 1986.

Kent, C. et Wong, J. 1982. An index of littoral zone complexity and its measurement. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39 (6): 847-853.

Kerr, S.R. et Dickie, L.M. 1984. Measuring the health of aquatic ecosystems. *In:* Cairns, V.W., Hodson, P.V. et Nriagu, J.O. (eds.) Contaminant effects on fisheries. John Wiley and Sons, New York, 333 p.

Kube, J. 1996. Spatial and temporal variations in the population structure of the soft-shell clam *Mya arenaria* in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). Journal of Sea Research 35(4): 335-344.

Kube, J. Peters, C. et Powilleit, M. 1996. Spatial variation in growth of *Macoma balthica* and *Mya arenaria* (Mollusca, Bivalvia) in relation to environmental gradients in the Pomeranian Bay (Southern Baltic Sea). Archive of fishery and marine research 44(1/2): 81-93.

Kure, L.K. et Depledge, M.H. 1994. Accumulation of organotin in *Littorina littorea* and *Mya arenaria* from Danish coastal waters. Environmental Pollution 84: 149-157.

Lambert, Y. et Dutil, J.-D. 1997. Can simple condition indices be used to monitor and quantify seasonal changes in the energy reserves of Atlantic cod (*Gadus morhua*)? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 54(suppl 1): 104-112.

Lambshead, P.J.D., Platt, H.M. et Shaw, K.M. 1983. The detection of differences among assemblages of marine benthic species based on an assessment of dominance and diversity. Journal of Natural History 17: 859-874.

Lamoureux, P. 1975. Inventaire des stocks commerciaux de myes (*Mya arenaria* L.) sur la Moyenne et la Basse Côte-Nord du Québec en juin 1974. Ministère de l'Industrie et du Commerce. Cahiers d'information No 61. 40 p.

Lamoureux, P. 1977. Estimation des stocks commerciaux de myes (*Mya arenaria* L.) au Québec. Biologie et aménagement des pêcheries. Ministère de l'Industrie et du Commerce. 109 p.

Landis, W.G. et McLaughlin, J.F. 2000. Design criteria and derivation of indicators for ecological position, direction, and risk. Environmental Toxicology and Chemistry 19(4): 1059-1065.

Lanters, R.L.P., Skjoldal, H.R. et Noji, T.T. 1999. Ecological quality objectives for the North Sea. Basic document for the workshop on ecological quality objectives for the North Sea. 1-3 September 1999, Scheveningen, the Netherlands. RIKZ Report 99.015/Fisken og Havet 10-1999.

Lardicci, C., Rossi, F. et Maltagliati, F. 1999. Detection of thermal pollution: Variability of benthic communities at two different spatial scales in an area influenced by a coastal power station. Marine Pollution Bulletin 38(4): 296-303.

Lavoie, R. 1970. Contribution à la biologie et à l'écologie de *Macoma balthica* L. de l'estuaire du Saint-Laurent. Thèse Ph.D. Université Laval, Québec.

Lewis, D.E. et Cerrato, R.M. 1997. Growth uncoupling and the relationship between shell growth and metabolism in the soft shell clam *Mya arenaria*. Marine Ecology Progress Series 158: 177-189.

Likens, G.E. 1992. The ecosystem approach: Its use and abuse. Excellence *in* Ecology 3, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany, 166 p.

Loo, L.-O. et Rosenberg, R. 1996. Production and energy budget in marine suspension feeding populations: *Mytilus edulis, Cerastoderma edule, Mya arenaria* and *Amphiura filiformis*. Journal of Sea Research 35 (1-3): 199-207.

Lorda, E., Walker. H.A. et Saila, S.B. 1981. A severity index to assess and monitor the incidence of pollution-related pathological conditions in marine organisms. Marine Environmental Research 5: 93-108.

Lu, L. et Wu, R.S.S. 1998. Recolonization and succession of marine macrobenthos in organic-enriched sediment deposited from fish farms. Environmental Pollution 101: 241-251.

Lu, L. et Wu, R.S.S. 2000. An experimental study on recolonization and succession of marine macrobenthos in defaunated sediment. Marine Biology 136: 291-302.

MacDonald, B.A., Bacon, G.S. et Ward, J.E. 1998. Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variation in the concentration and quality of suspended particles. II. Absorption efficiency and scope for growth. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 219: 127-141.

MacDonald, B.A. et Thomas, M.L.H. 1980. Age determination of the soft-shell clam *Mya arenaria* using shell internal growth lines. Marine Biology 58: 105-109.

Martinko, E. 1995. Rapporteur's report. *In:* Rapport, D.J., Gaudet, C.L. et Calow, P. Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems, Springer-Verlag, Berlin, pp. 95-98.

Massad, R. et Brunel, P. 1979. Associations par stations, densités et diversité des polychètes du benthos circalittoral et bathyal de l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Naturaliste Canadien 106: 229-253.

Mathieson, A.C. et Nienhuis, P.H. (eds.) 1991. Intertidal and littoral ecosystems. Ecosystems of the world 24. Elsevier Science Publishers, Amsterdam. 564 p.

Mayrand, É., Pellerin-Massicotte, J. et Vincent, B. 1995. Effets à court terme de la disponibilité de nourriture, de la température et de la remise en suspension des sédiments sur les indices biochimiques de croissance du *Mya arenaria* (L.): une étude en milieu naturel. Canadian Journal of Zoology 73: 532-541.

McGladdery, S.E., Drinnan, R.E. et Stephenson, M.F. 1993. A manual of parasites, pests ands diseases of Canadian Altantic bivalves. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 1931, 123 p.

McLaughlin, S.M. et Faisal, M. 1999. A comparison of diagnostic assays for detection of *Perkinsus* spp. in the softshell clam *Mya arenaria*. Aquaculture 172: 197-204.

Meeus-Verdinne, K., van Cauter, R. et de Borger, R. 1984. Trace metal content in Belgian coastal mussels. Marine Pollution Bulletin 14(5): 198-200.

Mercier, Y., Lamoureux, P. et Dubé, J. 1978. Nouvelle estimation des stocks commerciaux de myes (*Mya arenaria* L .) de la region de Rivière Portneuf sur la Côte-Nord du Saint-Laurent en 1977. Direction générale des pêches maritimes, Direction de la recherche, Cahier d'information no. 87, 23 p.

Mills, L.S., Soulé, M.E. et Doak, D.F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. BioScience 43(4): 219-224.

Möller, P. et Rosenberg, R. 1983. Recruitment, abundance and production of *Mya arenaria* and *Cardium edule* in marine shallow waters, Western Sweden. Ophelia 12: 79-116.

Morgan, R.P. II., Block, S.B., Ulanowicz, N.I. et Buys, C. 1978. Genetic variation in the soft-shelled clam, *Mya arenaria*. Estuaries 1(4): 255-258.

Narbonne, J.F., Garrigues, P., Galgani, F. et Lafaurie, M. 1993. The application of biochemical markers in field evaluation: A comparative study in marine organisms collected on the North Coast of the Mediterranean Sea. Marine Environmental Research 35(1-2): 229-230.

Neimanis, V. et Kerr, A. 1996. Developing national environmental indicators. *In:* Berger, A.R. et Iams, W.J. (eds.) Geoindicators: Assessing rapid environmental change in earth systems. Balkema, Rotterdam, pp. 369-376.

Nelson, W.G. 1996. Fractal dimensions of introduced Spartina in Willapa Bay, WA: Prospects as a monitoring tool. Twenty-fourth annual benthic ecology meeting, Columbia, South Carolina, March 7-10, 1996, p. 63.

Newell, C.R. et Hidu, H. 1986. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal fishes and intertebrates (North Atlantic) – Softshell clam. U.S. Fish and Wildlife Service Biology Report 82(11.53). U.S. Army Corps of Engineers, TR EL-82-4. 17 p.

Newell, R.C., Seiderer, L.J. et Hitchcock, D.R. 1998. The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 36: 127-178.

Nieke, B., Vincent, W.F., Therriault, J.-C., Legendre, L., Berthon, J.-F. et Condal, A. 1997. Use of a ship-borne laser fluorosensor for remote sensing of chlorophyll *a* in a coastal environment. Remote Sensing of the Environment 60: 140-157.

Noss, R.F. 1991. Sustainability and wilderness. Conservation Biology 5: 120-122.

Nygaard, B., Mark, S., Baatrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J.E., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J. et Søndergaard, M. 1999. Nature quality – criteria and methodology. (*In* Danish) National Environmental Research Institute, Denmark. 118 p. Technical report from NERI no. 285.

Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. Science 164: 262-270.

Odum, E.P. 1971. Fundamentals of ecology. 3rd edition. Sanders Co., Philadelphia, PA.

Odum, E.P. 1985. Trends expected in stressed ecosystems. BioScience 35(7): 419-422.

OECD 1993. OECD core set of indicators for environmental performance reviews: A synthesis report by the group on the state of the environment. Environment monographs 83. OECD/GD 179, Paris. 39 p.

Pauly, D., Palomares, M.L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D. et Wallace, S. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58: 51-62.

Pearson, T.H. et Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology Annual Review 16: 229-311.

Peeters, E.T.H.M., Gardeniers, J.J.P. et Koelmans, A.A. 2000. Contribution of trace metals in structuring *in situ* macroinvertebrate community composition along a salinity gradient. Environmental Toxicity and Chemistry 19(4): 1002-1010.

Pellerin-Massicotte, J., Vincent, B. et Pelletier, E. 1989. Évaluation de la qualité de l'estuaire du Saint Laurent. Études spatiales. Département d'Océanographie, Université du Québec à Rimouski. 128 p.

Pellerin-Massicotte, J., Vincent, B. et Pelletier, E. 1993. Évaluation écotoxicologique de la baie des Anglais à Baie-Comeau (Québec). Water Pollution Research Journal of Canada 28(4): 665-686.

Petersen, C.G.J. 1913. Valuation of the sea. II. The animal communities of the sea bottom and their importance for marine zoogeography. Report of the Danish Biological Station 21, 44 p., 6 pls., 3 charts.

Pitts, L.C. et Wallace, G.T. 1994. Lead deposition in the shell of the bivalve *Mya arenaria*: an indicator of dissolved lead in seawater. Estuarine, Coastal and Shelf Science 39: 93-104.

Poulet, S.A., Ianora, A., Laabir, M. et Klein Breteler, W.C.M. 1995. Towards the measurement of secondary production and recruitment in copepods. ICES Journal of Marine Science 52: 359-368.

Procéan 1995. Développement de la pêche à la mye (*Mya arenaria*) sur la Côte-Nord du Québec. Rapport final présenté à Pêches et Océans Canada. 131 p.

Raffaelli, D.G. et Mason, C.F. 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. Marine Pollution Bulletin 12: 158-163.

Ramade, F. 1995. Qualitative and quantitative criteria defining a "healthy" ecosystem. *In:* Rapport, D.J., Gaudet, C.L. et Calow, P. (eds.) Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems, Springer-Verlag, Berlin, pp. 43-61.

Rapport, D.J. 1995. Ecosystem health: An emerging integrative science. *In:* Rapport, D.J., Gaudet, C.L. et Calow, P. (eds.). Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems, Springer-Verlag, Berlin, pp. 5-31.

Rapport, D.J., Costanza, R., Epstein, P.R., Gaudet, C. et Levins, R. (eds.) 1998. Ecosystem health. Blackwell Science, Malden, MA, 372 p.

Rapport, D.J., Gaudet, C.L. et Calow, P. (eds.) 1995. Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems, Springer-Verlag, Berlin, 454 p.

Rapport, D.J., Regier, H.A. et Hutchinson, T.C. 1985. Ecosystem behavior under stress. The American Naturalist 125: 617-640.

Rapport, D.J. et Whitford, W.G. 1999. How ecosystems respond to stress. BioScience 49 (3): 193-203.

Robert, G. 1979. Benthic molluscan fauna of the St. Lawrence Estuary and its ecology as assessed by numerical methods. Naturaliste Canadien 106: 221-227.

Rowell, 1992. Destruction of a clam population (*Mya arenaria* Linné) through the synergistic effects of habitat change and predation by a nemertean (*Cerebratulus lacteus* Verrill). *In:* Colombo, G.; Ferrari, I.; Ceccherelli, V.U.; Rossi, R. (eds). Marine eutrophication and population dynamics with a special section on the Adriatic Sea. 25th European Marine Biology Symposium, Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark, pp. 263-270.

Runge, J.A. et Roff, J.C. 2000. The measurement of growth and reproductive rates. *In:* Harris, R.P., Wiebe, P.H., Lenz, J., Skjoldal, H.R. et Huntley, M. (eds.) Zooplankton methodology manual. Academic Press, San Diego, CA, pp. 401-454.

Saila, S.B., Lorda, E. et Walker, H.A. 1979. A study of the incidence of soft-shell clam diseases in relation to the pollution history of 24 locations on the East coast. Summary of Statistical Analyses, Three volumes, Report to the American Petroleum Institute, under Contract No. URI 98-20-7372, Kingston, Rhode Island. Graduate School of Oceanography, University of Rhode Island.

Schaeffer, D.J., Herricks, E.D. et Kerster, H.W. 1988. Ecosystem health: I. Measuring ecosystem health. Environmental Management 12(4): 445-455.

Schindler, D.W. 1987. Detecting ecosystem responses to anthropogenic stress. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 44(suppl. 1): 6-25.

Schindler, D.W. 1990. Experimental perturbations of whole lakes as tests of hypotheses concerning ecosystem structure and function. Oikos 57: 25-41.

Schwinghamer, P. 1981. Characteristic size distributions of integral benthic communities. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38: 1255-1263.

Schwinghamer, P. 1988. Influence of pollution along a natural gradient and in a mesocosm experiment on biomass-size spectra of benthic communities. Marine Ecology Progress Series 46: 199-206.

Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2001. Handbook of the Convention on Biological Diversity: Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Earthscan Publications Ltd., Sterling, VA. 720 p.

Seuront, L. et Lagadeuc, Y. 1997. Characterisation of space-time variability in stratified and mixed coastal waters (Baie des Chaleurs, Quebec, Canada): Application of fractal theory. Marine Ecology Progress Series 159: 81-95.

Sheldon, R.W., Prakash, A. et Sutcliffe, W.H.Jr. 1972. The size distribution of particles in the ocean. Limnology and Oceanography 17: 327-340.

Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? Biological Conservation 83: 247-257.

Skjoldal, H.R. 1999. Overview report on ecological quality (EcoQ) and ecological quality objectives (EcoQOs). Institute of Marine Research, Bergen, Norway. 20 p.

Smiley, B., Thomas, D., Duvall, W., et Eade, A. 1998. Selecting indicators of marine ecosystem health: A conceptual framework and an operational procedure. Prepared for the national marine indicators working group, Environment Canada, Fisheries and Oceans Canada. State of the environment reporting occasional paper series no. 9. Ottawa. 33 p.

Smith, R.W., Bernstein, B.B. et Cimberg, R.L. 1988. Community – environmental relationships in the benthos: Applications of multivariate analytical techniques. *In:* Soule, D.F. et Kleppel, G.S. (eds.) Marine organisms as indicators. Springer–Verlag, New York, pp. 247-326.

Smith, T.E., Ydenberg, R.C. et Elner, R.W. 1999. Foraging behaviour of an excavating predator, the red rock crab (*Cancer productus* Randall) on soft-shell clam *Mya arenaria*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 238: 185-197.

Smol, J.P. 1992. Paleolimnology: An important tool for effective ecosystem management. Journal of Aquatic Ecosystem Health 1(1): 49-59.

Snelgrove, P.V.R., Grant, J. et Pilditch, C.A. 1999. Habitat selection and adult-larvae interactions in settling larvae of soft-shell clam *Mya arenaria*. Marine Ecology Progress Series 182: 149-159.

Stachowich, J.J., Whitlatch, R.B. et Osman, R.W. 1999. Species diversity and invasion resistance in a marine ecosystem. Science 286: 1577-1579.

Stevenson, J.C. 1988. Comparative ecology of submersed grass beds in freshwater, estuarine, and marine environments. Limnol. Oceanogr. 33(4.2): 867-893.3

Sugihara, G. et May, R.M. 1990. Applications of fractals in ecology. Trends in Ecology and Evolution 5 (3): 79-86.

Suter, G.W. II. 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. Environmental Toxicology and Chemistry 12: 1533-1539.

TemaNord. 1999. Workshop on ecological quality objectives (EcoQOs) for the North Sea. Scheveningen, The Netherlands. 1-3 September 1999. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Therriault, J.-C., Legendre, L. et Demers, S. 1990. Oceanography and ecology of phytoplankton in the St. Lawrence Estuary. Coastal Estuarine Studies 39: 269-295.

Thorson, G. 1957. Bottom communities (sublittoral or shallow shelf). Geological Society of America, Memoir 67 (1): 461-534.

Turner, S.J., Hewitt, J.E., Wilkinson, M.R., Morrisey, D.J. Thrush, S.F., Cummings, V.J. et Funnell, G. 1999. Seagrass patches and landscapes: The influence of wind-wave dynamics and hierarchical arrangements of spatial structure on macrofaunal seagrass communities. Estuaries 22 (4): 1016-1032.

Underwood, A.J. 1995. Ecological research and (research into) environmental management. Ecological Applications 5(1): 232-247.

Underwood, A.J. 1996. Detection, interpretation, prediction and management of environmental disturbances: some roles for experimental marine biology. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 200: 1-27.

Vaillancourt, R. 1982. Contribution à l'étude biologique de la population de plies rouges, *Pseudopleuronectes americanus* (Walbaum), de la région de Saint-Fabian-sur-Mer, Québec. Thèse M.Sc. Université de Québec à Rimouski. 172 p.

Vandermeulen, H. 1998. Tracking marine ecosystem health in Canada: A possibility in the next century? Prepared for the National Marine Indicators Working Group, Environment Canada and Fisheries and Oceans Canada. State of the Environment Reporting Occasional Paper Series No. 10. Ottawa.

Villemure, L. et Lamoureux, P. 1975. *Mya arenaria* au Québec : Effets des méthodes d'exploitation et des prédateurs. Ministère de l'industrie et du commerce. Direction des pêches maritimes. Direction de la recherche. 63 p.

Walker, H.A., Lorda, E. et Saila, S.B. 1981. A comparison to the incidence of five pathological conditions in soft-shell clam *Mya arenaria* from environments with various pollution histories. Marine Environmental Research 5: 109-123.

Ward, T.J. et Hutchings, P.A. 1996. Effects of trace metals on infaunal species composition in polluted intertidal and subtidal marine sediments near a lead smelter, Spencer Gulf, South Australia. Marine Ecology Progress Series 135: 123-135.

Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Marine Biology 92: 557-562.

Warwick, R.M. et Clarke, K.R. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. Experimental Marine Biology and Ecology 172 (1-2): 215-225.

Warwick, R.M. et Clarke, K.R. 1994. Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. Marine Biology 118: 739-744.

Warwick, R.M. et Clarke, K.R. 1995. New "biodiversity" measures reveal a decrease in taxonomic distinctness with increasing stress. Marine Ecology Progress Series 129(1-3): 301-305.

Warwick, R.M., Pearson T.H. et Ruswahyuni. 1987. Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. Marine Biology 95: 193-200.

Weisberg, S.B., Ranasinghe, J.A., Dauer, D.M., Schaffner, L., Diaz, R.J. et Frithsen, J.B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries 20: 149-158.

Wells, P.G. 1999. Biomonitoring the health of coastal marine ecosystems - The role and challenges of microscale toxicity tests. Marine Pollution Bulletin 39: 39-47.

White, L. et Johns, F. 1997. Massive environmental assessment of the Estaury and the Gulf of St. Lawrence. Fisheries and Oceans Canada. 128 p.

Wichlum, D. et Davies, R.W. 1995. Ecosystem health and integrity? Canadian Journal of Botany 73: 997-1000.

Wilson, J.G. 1994. The role of bioindicators in estuarine management. Estuaries 17: 94-101.

Wolff, W.J., Sandee, A.J.J. et de Wolf, L. 1977. The development of a benthic ecosystem. Hydrobiologia 52: 107-115.

World Commission on Environment and Development 1987. Our common future. Oxford University Press, Oxford. 383 p.

Zajac, R.N. et Whitlatch, R.B. 1982a. Responses of estuarine infauna to disturbance. I. Spatial and temporal variations of initial recolonization. Marine Ecology Progress Series 10: 1-14.

Zajac, R.N. et Whitlatch, R.B. 1982b. Responses of estuarine infauna to disturbance. II. Spatial and temporal variations of succession. Marine Ecology Progress Series 10: 15-27.

# ANNEXE

## Quelques termes importants qui s'appliquent à la conservation et aux évaluations environnementales

**À l'état vierge :** Cette expression décrit une région non touchée par la civilisation, qui est à l'état vierge ou dans son état original. Des conditions à l'état vierge peuvent se retrouver à toutes les étapes de la croissance ou de la succession, et ne s'appliquent donc pas à une étape particulière de maturité.

**Aire de nature sauvage :** « … aire étendue, sans routes et essentiellement non aménagée;… la nature sauvage fournit une norme se rapportant à une terre en santé, intacte et relativement non modifiée ». (Noss, 1991)

**Diversité biologique (biodiversité) :** « Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. » (Convention sur la diversité biologique (Anon., 1992))

**État naturel :** « L'état naturel peut être défini comme la façon dont le système en question fonctionnerait (ou aurait fonctionné) en l'absence d'êtres humains »; « le terme naturel signifie en l'absence d'impacts humains ». (Anderson, 1991)

**Intégrité écologique ou biologique :** Capacité de soutenir et maintenir une communauté équilibrée, intégrée et adaptative d'organismes ayant une composition spécifique, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un habitat naturel de la région. (Karr et Dudley, 1991; Angermeier et Karr, 1994)

**Qualité :** Ce terme est souvent utilisé en rapport avec la qualité de l'eau, et désigne généralement la pureté de l'eau à l'exclusion des autres aspects biologiques. Suter (1993) propose d'utiliser la qualité plutôt que la santé d'un écosystème afin de mettre en valeur la nature subjective des évaluations, mais ne précise pas davantage le terme « qualité ». L'expression « qualité naturelle » a été utilisée dans certains cas (Nygaard *et al.*, 1999), mais n'a pas été largement appliquée.

**Qualité écologique :** La qualité écologique des écosystèmes marins peut être décrite comme suit : « expression générale de la structure et de la fonction de l'écosystème marin qui tient compte de la communauté biologique et des facteurs naturels d'ordre physiographique, géographique et climatique, ainsi que des conditions physiques et chimiques, notamment celles découlant de l'activité humaine ». (TemaNord, 1999) Pour réaliser une évaluation, cette description est comparée à « un niveau souhaitable de qualité écologique par rapport à un niveau de référence ». (TemaNord, 1999)

**Santé de l'écosystème :** Dans le cadre de la QMM : « Un système écologique est en santé (et ne présente pas de « syndrome de stress » s'il est stable et renouvelable) s'il est actif, maintient son organisation et son autonomie en fonction du temps et résiste au stress ». (Costanza, 1992)

**Utilisation durable :** « L'utilisation des éléments constitutifs de la diversité biologique d'une manière et à un rythme qui n'entraînent pas leur appauvrissement à long terme, et sauvegardent ainsi leur potentiel pour satisfaire les besoins et les aspirations des générations présentes et futures. » (Convention sur la diversité biologique (Anon., 1992))

**Zone littorale :** La zone littorale inclut les zones intertidale et infralittorale et s'étend à partir de la limite des plus hautes marées de vives-eaux jusqu'à la limite inférieure de la croissance des macrophytes (niveau approximatif de lumière de 1%) (Mathieson et Nienhuis 1991)